Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)

LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE

RAPPORT D'ÉVALUATION

REJETS DES FONDERIES ET AFFINERIES DE CUIVRE PRIMAIRE ET SECONDAIRE

REJETS DES FONDERIES ET AFFINERIES DE ZINC PRIMAIRE ET SECONDAIRE

Environnement Canada

Santé Canada

ÉBAUCHE

NE PAS CITER NI COPIER

TABLE DES MATIÈRES

SYNOPSIS 1

INTRODUCTION 5

2.0 SOMMAIRE DES DONNÉES ESSENTIELLES À L'ÉVALUATION DE LA «TOXICITÉ» AU SENS DE LA LCPE (1999) 11
2.1 IDENTITÉ 11
2.1.1 Définitions et portée *11*
2.1.1.1 Fonderies et affineries 11
2.1.1.2 Rejets 12
2.1.2 Installations visées par la présente évaluation *12*
2.1.3 Examen des constituants des rejets *13*
2.2 PÉNÉTRATION DANS L'ENVIRONNEMENT 14
2.2.1 Rejets dans l'atmosphère *15*
2.2.1.1 Anhydride sulfureux 15
2.2.1.2 Métaux 15
2.2.1.3 Matières particulaires 18
2.2.1.4 Dioxyde de carbone, oxyde nitreux, méthane et composés organiques volatils 19
2.2.2 Rejets dans l'eau *19*
2.2.2.1 Canadian Copper Refinery 19
2.2.2.2 Canadian Electrolytic Zinc 20
2.2.2.3 Cominco Trail Operations 21
2.3 EXPOSITION 22
2.3.1 Émissions dans l'atmosphère *22*
2.3.1.1 Anhydride sulfureux 22
2.3.1.1.1 Devenir dans l'atmosphère *22*
2.3.1.1.2 Concentrations dans l'atmosphère *24*
2.3.1.1.3 Retombées atmosphériques *27*
2.3.1.2 Métaux 30
2.3.1.2.1 Devenir dans l'atmosphère *30*
2.3.1.2.2 Retombées de l'atmosphère — empirique *31*
2.3.1.2.3 Retombées de l'atmosphère — modélisation *37*
2.3.1.2.4 Concentrations de métaux dans l'air ambiant *39*
2.3.1.3 Matières particulaires 40
2.3.1.3.1 Devenir *40*
2.3.1.3.2 Concentrations des matières particulaires dans l'air ambiant *41*
2.3.2 Déversements dans l'eau *42*
2.3.2.1 Devenir et concentrations 42
2.3.2.1.2 Canadian Copper Refinery *43*
2.3.2.1.2 Canadian Electrolytic Zinc *44*
2.3.2.1.3 Cominco Trail Operations *46*
2.4 CARACTÉRISATION DES EFFETS 47
2.4.1 Écotoxicologie *47*
2.4.1.1 Rejets dans l'atmosphère 49
2.4.1.1.1 Anhydride sulfureux *49*
2.4.1.1.2 Retombées de sulfate *51*
2.4.1.1.3 Métaux (Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, As) *51*
2.4.1.2 Déversements dans l'eau 63
2.4.1.2.1 Toxicité de l'effluent entier *63*
2.4.1.2.2 Calcul des VCT et des VESEO *64*
2.4.1.2.3 Surveillance des incidences environnementales *65*
2.4.2 Effets atmosphériques abiotiques *67*
2.4.2.1 Création d'ozone photochimique 67
2.4.2.2 Appauvrissement de l'ozone stratosphérique 67
2.4.2.3 Changement climatiques 68
2.4.3 Effets sur la santé humaine — études épidémiologiques sur les populations vivant à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc *69*

2.4.3.1 Études sur la mortalité et sur l'incidence de cancers 69
2.4.3.2 Effets non néoplasiques 71
2.4.3.3 Effets sur la reproduction et le développement 73

3.0 ÉVALUATION PROPOSÉE DE LA « TOXICITÉ » AU SENS DE LA LCPE 1999 74

3.1 LCPE 1999, 64(*a*) : ENVIRONNEMENT 74
3.1.1 Fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire 75
3.1.1.1 Rejets dans l'atmosphère 75
3.1.1.1.1 Anhydride sulfureux 76
3.1.1.1.2 Dépôts de sulfate 77
3.1.1.1.3 Dépôts de métaux 79
3.1.1.2 Rejets dans l'eau (Noranda CCR) 82
3.1.2 Usines d'élaboration du zinc primaire et secondaire 83
3.1.2.1 Rejets dans l'air 83
3.1.2.1.1 Anhydride sulfureux 83
3.1.2.1.2 Dépôts de sulfate 84
3.1.2.1.3 Dépôts de métaux 85
3.1.2.2 Rejets dans l'eau (Noranda CEZinc et Cominco-Trail) 86
3.2 CEPA 1999, 64(*b*): ENVIRONNEMENT ESSENTIEL POUR LA VIE 88
3.3 CEPA 1999, 64(*c*): SANTÉ HUMAINE 88
3.3.1 Calcul de l'exposition de la population 88
3.3.2 Évaluation des effets 90
3.3.2.1.1 Arsenic 91
3.3.2.1.2 Cadmium 92
3.3.2.1.3 Chrome 92
3.3.2.1.4 Nickel 93
3.3.2.1.5 Plomb 94
3.3.2.1.6 Anhydride sulfureux 95
3.3.2.1.7 Matières particulaires inhalables (MP_{10}) 96
3.3.3 Caractérisation du danger 97
Arsenic, cadmium, chrome et nickel 97
Plomb 98
Anhydride sulfureux 98
Matières particulaires 99
3.3.4 Incertitudes et confiance à accorder à la caractérisation des risques à la santé humaine 99
3.4 CONCLUSIONS PROPOSÉES 101
3.4.1 Rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire 101
3.4.2 Rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire 101
3.5 CONSIDÉRATIONS SUR LE SUIVI (MESURES ULTÉRIEURES) 102

4.0 BIBLIOGRAPHIE 104

ANNEXE A. STRATÉGIES DE RECHERCHE UTILISÉE POUR RELEVER LES DONNÉES PERTINENTES 125

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 Installations de production de cuivre dont les rejets ont été évalués 129
TABLEAU 2 Usines d'élaboration du zinc dont les rejets ont été évalués 130
TABLEAU 3 Rejets d'anhydride sulfureux dans l'atmosphère en 1995[a] 131
TABLEAU 4 Rejets de métaux dans l'atmosphère en 1995. Ces chiffres ont été utilisés pour la modélisation de la dispersion 132
TABLEAU 5 Rejets de matières particulaires totales (MPT), matières particulaires de moins de 10 µm (MP_{10}) et matières particulaires de moins de 2,5 µm ($MP_{2,5}$), dans l'atmosphère en 1995[a, b] 133
Tableau 6 Rejets dans l'atmosphère en 1995 de dioxyde carbone (CO_2), d'oxyde nitreux (N_2O), de méthane (CH_4) et d'autres composés organiques volatils (COV)[A]. 134
Tableau 7 Charges annuelles des constituants de l'effluent (tonnes/année). 135
Tableau 8 Facteurs appliqués aux charges annuelles pour estimer les charges volumiques maximum à court terme (charges maximum mensuelles et moyenne de quatre jours). 137
TABLEAU 9 Concentrations de métaux et d'autres composants dans les effluents non dilués. 138
TABLEAU 10 Moyenne des concentrations de SO_2 pendant le cycle végétatif aux postes de surveillance à proximité des installations de production de cuivre et de zinc [1] 140
TABLEAU 11 Concentrations moyennes de SO_2 sur une heure pendant le cycle végétatif aux postes de surveillance situés près des installations de production du cuivre et du zinc [1] 143
TABLEAU 12 Résumé annuel des concentrations de SO_2 dans l'air ambiant près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada 146
TABLEAU 13 Niveaux de retombées humides de sulfate dans des régions choisies de l'est du Canada de 1990 à 1993 estimées au moyen du Modèle d'évaluation intégrée (MEI) 148
TABLEAU 14 Taux de retombées humides de sulfate aux postes de surveillance près de deux régions réceptrices considérées dans la modélisation des retombées 149
TABLEAU 15 Retombées de métaux solubles à proximité des installations de production du cuivre et du zinc [1] — établies à partir des échantillons de retombées de poussières 150
TABLEAU 16 Pourcentage de la contribution des retombées métalliques sèches aux retombées métalliques totales 152
TABLEAU 17 Retombées de métaux solubles à proximité des installations de production de cuivre et de zinc [1] — établies à partir des échantillons de particules en suspension totales 153
TABLEAU 18 Retombées de métaux solubles à proximité des installations de production du cuivre et du zinc — fondées sur les échantillons de retombées du manteau de neige et combinées (« humides plus sèches ») 156
TABLEAU 19 Fraction de métal soluble dans l'eau utilisée pour l'estimation des retombées de métaux biodisponibles 158
TABLEAU 20 Estimation des retombées de fond annuelles de métaux solubles pour le Bouclier canadien 159
TABLEAU 21 Taux d'émission des métaux traces (masse) utilisés pour la modélisation de la dispersion des rejets atmosphériques des installations génériques 160
TABLEAU 22 Répartition des métaux traces en rejets dans l'atmosphère provenant de faible ou de forte hauteur et en rejets fugitifs 161
TABLEAU 23 Distance maximale (km) de l'installation dont le taux de retombées solubles totales modélisé dépasse la charge critique [1] 162
Tableau 24 Concentration moyenne annuelle d'As, de Cd, de Cr, de Ni et de Pb dans l'air ambiant près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada 163
TABLEAU 25 Résumé des concentrations annuelles estimées de MP_{10} (µg/m^3) près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada 166
TABLEAU 26 Concentrations de l'exposition modélisée moyenne annuelle pour les rejets de 1995 de la SEEU de la CUM, et pourcentage de chacune des concentrations attribuables à la CCR 169

TABLEAU 27 Concentrations de l'exposition maximale à court terme modélisées pour les rejets de 1995 de la CEZinc, et pourcentage de chacune des concentrations attribuables à la CEZinc 170
TABLEAU 28 Concentrations de l'exposition maximale à court terme modélisées pour les rejets de 1998 de la Cominco-Trail, et pourcentage de chacune des concentrations attribuables à la Cominco-Trail 171
TABLEAU 29 VCT et VESEO aiguës et chroniques pour le SO_2 calculées pour la végétation terrestre [1] 172
TABLEAU 30 Concentrations de fond des eaux interstitielles et VESEO pour les variables d'effet terrestres [1] 173
TABLEAU 31 Charges critiques de métal soluble pour divers critères d'effet terrestres 173
TABLEAU 32 Concentrations de fond des eaux de surface et VESEO calculées pour les critères d'effet aquatiques [1] 174
TABLEAU 33 Charges critiques de métal soluble pour divers critères d'effet aquatiques 175
TABLEAU 34 Résultats des tests de toxicité pour l'effluent entier 176
TABLEAU 35 Valeur estimée sans effet observé (VESEO) pour les organismes aquatiques exposés aux effluents 177
TABLEAU 36 Quotients de risque pour l'exposition de la végétation au SO_2 ambiant en fonction de la distance aux installations de production de cuivre et de zinc 178
TABLEAU 37 Quotients de risque pour les retombées humides de sulfate dans quatre régions réceptrices de l'est du Canada 180
TABLEAU 38 Quotients de risque pour les retombées de métal en fonction de la distance des installations de production de cuivre et de zinc 181
TABLEAU 39 Quotients de risque pour le biote aquatique dans le fleuve Saint-Laurent fondés sur l'exposition calculée pour les charges moyennes annuelles de la station d'épuration des eaux usées de la Communauté urbaine de Montréal (CUM) qui reçoit les effluents de la Noranda CCR 184
TABLEAU 40 Quotients de risque pour le biote aquatique fondés sur l'exposition calculée pour les charges maximales mensuelles et quatre jours des rejets dans le canal de Beauharnois de la Noranda CEZinc 185
TABLEAU 41 Quotients de risque pour le biote aquatique fondés sur l'exposition calculée pour les charges maximales mensuelles et quatre jours des rejets dans le fleuve Columbia de la Cominco-Trail 186
TABLEAU 42 Résumé des effets nocifs sur la santé associés aux matières particulaires (EC/SC, 2000 modifié) 187
TABLEAU 43 Indice d'exposition/potentiel total pour la mortalité due au cancer du poumon aux endroits proches des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada 188

LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

a	annum (année)
Ag	argent
As	arsenic
av	aval
CAME	concentration aiguë moyenne pour l'espèce
CC_{25}	charge critique 25 %
CC50	charge critique 50 %
CCR	Canadian Copper Refineries (Noranda)
Cd	cadmium
CE_{50}	concentration efficace 50 %
CEG	concentration produisant un effet grave
CEP	concentration produisant un effet probable
CEZinc	Noranda Inc.,
CGC	Commission géologique du Canada
CL_{50}	concentration létale 50 %
COV	composé organique volatil
Cr	chrome
CSE	concentration seuil produisant un effet
CTO	Trail Operations de la Cominco
Cu	cuivre
CUM	Communauté urbaine de Montréal
DL_{50}	dose létale 50 %
EFN	effet de faible niveau
EGL	électroextraction par grillage et lixiviation
ELP	électroextraction par lixiviation sous pression
ETG	écart-type géométrique
GRE	Groupe–ressource environnemental
HBM&S	Hudson Bay Mining & Smelting
Hg	mercure
INRP	Inventaire national des rejets de polluants
IRE	index des risques d'exposition
K_d	coefficient de répartition (rapport des métaux liés:dissous)
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
LCPE 1999	Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)
LD	limite de détection
LSIP	Liste des substances d'intérêt prioritaire
MAIL	Modèle d'activité de l'ion libre
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
MEO	Ministère de l'environnement de l'Ontario
MG	moyenne géométrique
MIE	modèle intégré d'évaluation
MP	matières particulaires
MP_{10}	matières particulaires plus petites que 10 µm
$MP_{2.5}$	matières particulaires plus petites que 2.5 µm
MPT	matières particulaires totales
Ni	nickel
NMENO	niveau minimal avec effet nocif observé

Pb	plomb
PST	particules en suspension totales
QR	quotient de risque
RELMM	Règlements sur les effluents liquides des mines de métaux
REMM	Règlement sur les effluents des mines de métaux
RMDA	Réseau de mesure des dépôts atmosphériques
RNSPA	Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique
Se	sélénium
SEEU	station d'épuration des eaux usées
SEEUM	station d'épuration des eaux usées municipale
SIDR	Système d'inventaire des déversements résiduels
SIE	Surveillance des incidences environnementales
SO_2	anhydride sulfureux
Tl	thallium
UT	unité de toxicité
VCT	valeur critique de la toxicité
VEE	valeur estimée de l'exposition
VESEO	valeur estimée sans effet observé
Zn	zinc

SYNOPSIS

Les « Rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire » et les « Rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire » sont évalués ensemble et font l'objet d'un même rapport à cause des similitudes entre les deux types d'exploitation et à cause de la méthode commune adoptée pour évaluer leurs rejets. Aux fins de la présente évaluation, une fonderie est une usine qui utilise des procédés à haute température pour extraire des métaux communs, alors qu'une affinerie est une usine qui sépare les impuretés des métaux au moyen de procédés thermiques ou électrolytiques. Pour le production du zinc, on a recours à des procédés intégrés combinant fonte et affinerie et ces installations sont habituellement appelées « usines d'élaboration du zinc ». La présente évaluation considère les six fonderies de cuivre, les quatre affineries de cuivre et les quatre usines d'élaboration du zinc actuellement en opération au Canada.

Les rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc sont des mélanges complexes contenant des quantités variables de nombreuses substances. Comme la plus grande partie des rejets (quant à la masse) sont effectués dans l'atmosphère, et que ces émissions dans l'atmosphère sont susceptibles de provoquer le plus d'effets, la présente évaluation a mis l'accent sur les risques pour l'environnement et la santé humaine des ces rejets dans l'atmosphère. Les constituants des émissions dans l'atmosphère qui ont été étudiés de plus près sont l'anhydride sulfureux (SO_2), les métaux (surtout sous forme de matières particulaires) comme le cuivre, le zinc, le nickel, le plomb, le cadmium, le chrome et l'arsenic, ainsi que les matières particulaires de moins de 10 microns (MP_{10}). Dans le cas des installations qui comptent plusieurs opérations, on a évalué l'attribution à la source des émissions afin d'estimer la proportion des contaminants ambiants et déposés due aux exploitations qui font l'objet de notre étude.

On a établi les concentrations seuil de SO_2 produisant un effet à partir de l'exposition de la végétation pendant des périodes d'une heure (aiguë) et d'un cycle végétatif (chronique). Des organismes récepteurs ont été identifiés pour l'exposition à chaque métal dans les milieux aquatiques et terrestres (pour les retombées aquatiques et terrestres, respectivement). Le 95^e percentile des concentrations de métal du contexte naturel a servi de limite inférieure des concentrations seuil produisant un effet. Le transport et le devenir des métaux retombés sur les eaux et les terres ont été modélisés de façon à permettre l'évaluation des concentrations critiques des retombées métalliques (« charges critiques ») – définies comme la quantité de retombées annuelles requise pour que les concentrations de métal à l'état d'équilibre atteignent les concentrations minimales avec effet observé dans les eaux et les sols récepteurs. On a établi la modélisation probabiliste à partir de la gamme des conditions du récepteur (type de sol, pH, dimensions du lac, etc.) que l'on trouve sur le Bouclier canadien. On a supposé que les concentrations estimées d'ions métalliques libres reflètent les concentrations de métal biodisponible.

Les risques dus aux émissions de SO_2 des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc ont été évalués tant à partir de l'exposition directe au SO_2, qu'à partir de l'exposition aux retombées acides qui y sont associées. Les résultats de l'étude de l'exposition directe indiquent qu'il y a risque pour la végétation des diverses régions près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc jusqu'à une distance maximale de 10 km. Quant aux retombées acides, on a établi que les fonderies de cuivre étaient responsables de 8 % (de toutes les sources anthropiques et naturelles) du SO_2 provoquant des retombées acides dans les quatre régions réceptrices considérées de l'est du Canada. Les affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc étaient responsables d'une portion de beaucoup inférieure (de 0,1 % et 0,2 %, respectivement). Ce sont les sources américaines qui contribuent le plus au SO_2 provoquant des retombées acides dans les quatre régions réceptrices.

On a comparé les taux estimés de retombées métalliques annuelles aux charges critiques de 25^{e} percentile qui représentent bien les effets sur les organismes sensibles dans 25 % des conditions des sols sablonneux et des eaux lacustres acides du Bouclier canadien. On en a conclu que l'exposition aux concentrations de métaux en état d'équilibre à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration de zinc due aux émissions (en particulier de cuivre et de zinc, respectivement) de ces usines peuvent avoir des effets sur les organismes aquatiques ou terrestres. On estime que les régions touchées s'étendent à environ 13 ou 14 km des usines. Dans tous les cas, il est reconnu que la gamme des effets dépend des émissions de chaque usine ainsi que de la géographie et des conditions météorologiques locales. Il est également reconnu que les émissions provenant des usines d'élaboration du zinc utilisant une technologie de lixiviation sous pression sont de beaucoup inférieures à celles utilisant des procédés de grillage.

Des évaluations préalables des effets écologiques des rejets dans l'eau ont été faites pour les trois usines (soit la Cominco à Trail, CCR et CEZinc de la Noranda) qui ne sont pas tenues de rapporter leurs rejets dans l'eau en vertu des Règlements sur les effluents liquides des mines de métaux de la *Loi sur les pêches*. Les constituants des rejets dans l'eau faisant l'objet de la présente évaluation incluent tous les contaminants métalliques présents, ainsi que l'ammoniac, le fluoride et le pH. Les résultats de l'évaluation de ces trois usines indiquent qu'il existe un potentiel d'effets nocifs pour l'environnement. Toutefois, les indicateurs du risque étaient assez faibles, surtout si l'on considère que l'évaluation était assez modérée.

Les usines évaluées sont également des sources d'émissions de bioxyde de carbone, d'oxyde nitreux, de méthane et de composés organiques volatils (COV). Les trois premiers contribuent aux changements climatiques alors que certains COV contribuent à la création d'ozone photochimique troposphérique, et que d'autres contribuent à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique. Les rejets de toutes ces substances par les fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc sont cependant mineurs par rapport à d'autres sources de rejets.

L'évaluation des risques pour la santé humaine traite des risques potentiels pour les populations avoisinantes que constituent les rejets actuels des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada. Selon des données récentes, les concentrations d'arsenic, de cadmium, de chrome, de nickel, de plomb, de soufre, d'anhydride sulfureux et de matières particulaires dans l'air s'accroissent en fonction de la proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada par rapport aux concentrations de fond des sites éloignés.

Les résultats des études épidémiologiques disponibles pour les populations humaines résidant près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc sont insuffisants pour caractériser le potentiel d'effets cancérigènes et non cancérigènes des rejets de ces usines. Selon les évaluations déjà faites pour la Liste des substances d'intérêt prioritaire de la LCPE, la cancérogénicité constitue l'effet critique de l'arsenic, du cadmium, du chrome et du nickel : les tumeurs pulmonaires au sein de la population professionnelle ou chez les animaux expérimentaux dues à l'inhalation de composés de chacun de ces métaux en sont une preuve suffisante. La plage de concentrations moyennes annuelles de MP_{10} près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada s'apparente à celle associée à la morbidité et à la mortalité cardiorespiratoires d'études épidémiologiques approfondies récentes sur la population générale exposée à la pollution de l'air ambiant dans divers pays, y compris le Canada. Les concentrations d'anhydride sulfureux dans l'air ambiant à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada dépassent à l'occasion les concentrations recommandées par les lignes directrices visant à protéger la population de leurs effets cardiorespiratoires. Bien qu'il ne soit pas étudié directement dans la présente évaluation, on reconnaît également que le SO2 est un précurseur important de la formation secondaire de matières particulaires

inhalables ($MP_{2,5}$). Les concentrations de plomb dans l'air dépassent également les lignes directrices pour la santé près de certaines usines canadiennes engagées dans la fonte du cuivre et indiquent pour cette substance un potentiel d'effets nocifs sur la santé.

À la lumière des données disponibles sur les effets des rejets dans l'atmosphère de métaux (surtout sous forme de particules) et d'anhydride sulfureux gazeux, on a conclu que les rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire et les rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire pénètrent dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sur sa diversité biologique. À la lumière des données disponibles, on a conclu que les rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire et les rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui mettent ou peuvent mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine. À la lumière des données disponibles, on a conclu que les rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire et les rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire pénètrent dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaine au Canada. En conséquence, les rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire et les rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire sont considérés comme « toxiques », au sens de l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE 1999).

Il existe plusieurs initiatives qui visent les divers constituants des rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc. Entre autres, les activités issues du Processus d'options stratégiques - fusion du métal de base, de l'initiative de la norme pan-canadienne pour les MP_{10} et les $MP_{2,5}$ et celles de la Stratégie pan-canadienne pour les pluies acides post-2000. Toute recherche de solutions visant à réduire l'exposition issue de la présente évaluation devrait s'intégrer à ces initiatives.

La comparaison de l'exposition estimée à l'arsenic, au cadmium, au chrome et au nickel à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc avec leur potentiel oncogène indique que l'urgence d'étudier les options en vue de réduire l'exposition aux rejets de ces usines est élevée pour les fonderies de cuivre, de faible à élevée pour les affineries de cuivre et de faible à élevée pour les usines d'élaboration du zinc. La comparaison des niveaux de plomb, d'anhydride sulfureux et de MP_{10} dans l'air ambiant avec les concentrations recommandées par les lignes directrices pour la santé ou avec les concentrations auxquelles des effets ont été observés sur la santé amène également à conclure que l'urgence d'une analyse des options est élevée, en particulier pour les usines de fonte du cuivre.

Dans le cas des effluents, on a conclu qu'une augmentation significative des concentrations de contaminants ou des charges, ou que des changements dans les conditions affectant la biodisponibilité (comme le pH) peuvent augmenter les risques pour l'environnement. En conséquence, il est recommandé que les rejets rapportés par les trois usines soient surveillés afin de déterminer si des activités de gestion du risque relatives aux effluents seraient justifiées à l'avenir.

L'évaluation des rejets provenant des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc a nécessité celle d'un nombre limité de constituants du mélange complexe des substances rejetées. Les constituants des émissions dans l'atmosphère qui ont été étudiés sont en général ceux qui sont rejetés en plus grande quantité. Cette sélection n'exclut pas que d'autres constituants rejetés puissent constituer un risque. L'analyse des options pour la gestion du risque doit tenir compte d'autres substances qui pourraient avoir des effets nocifs, comme le mercure, le sélénium, les dioxines et les furanes.

1.0 INTRODUCTION

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999* (LCPE 1999) exige que le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé nationale et du Bien-être social établissent et publient une Liste des substances d'intérêt prioritaire, qui énumère des substances (produits chimiques, groupes de produits chimiques, effluents et déchets) qui peuvent être nocives pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. En outre, la Loi exige que les deux ministres évaluent ces substances et déterminent si elles sont «toxiques» au sens de l'article 64 de la Loi, qui stipule ce qui suit :

> «[...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à :
>
> *a)* avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement sur la diversité biologique;
>
> *b)* mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine;
>
> *c)* constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.»

Les substances jugées «toxiques» au sens de l'article 64 peuvent être inscrites sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire (Annexe I de la Loi). On peut ensuite envisager d'élaborer des règlements, des directives, des plans de prévention de la pollution ou des codes de pratique en vue de contrôler tous les aspects de leur cycle de vie, depuis la recherche et le développement jusqu'à l'élimination finale, en passant par la fabrication, l'utilisation, l'entreposage et le transport.

D'après l'analyse initiale de l'information facilement accessible, les motifs d'évaluation des « Rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire » fournis par la Commission consultative d'experts auprès des ministres sur la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire (Commission consultative, 1995) étaient les suivants :

> Une vaste gamme de substances sont rejetées dans l'environnement canadien par les fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire. Les constituants chimiques de ces rejets contiennent des particules, du cuivre, du plomb, de l'arsenic et de l'acide sulfurique. La Commission reconnaît que l'évaluation de ces rejets sera difficile sur le plan de la santé humaine. Les rejets sont souvent très complexes et contiennent divers mélanges de composés. Les études épidémiologiques sur les populations habitant près des sources locales sont le plus souvent inexistantes. Quant aux populations plus éloignées, il sera difficile d'attribuer des effets à la source évaluée puisque d'autres sources peuvent contribuer à l'exposition. Toutefois, étant donné le volume important de ces rejets et la nature toxique de certaines de ces substances, une évaluation est nécessaire afin de déterminer la nature et la portée des effets sur l'environnement et la santé, localement et à grande distance.

Les motifs d'évaluation fournis par la Commission pour les « Rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire » étaient les mêmes à ceci près que les composés visés sont les particules, le zinc et l'acide sulfurique.

Leurs similitudes a permis d'évaluer ensemble la « toxicité » de ces deux substances en vertu de l'article 64 de la *LCPE 1999* et les résultats de cette évaluation sont présentés dans le présent rapport d'évaluation. Comme la plus grande partie des rejets (quant à la masse) sont déversés dans l'atmosphère et que les émissions atmosphériques ont éventuellement le plus d'effets, on a mis l'accent sur les risques que présentent les émissions atmosphériques pour l'environnement et pour la santé humaine. En outre, on

s'attendait à ce que les concentrations de substances dans l'air reflètent mieux les émissions actuelles que les autres milieux écologiques qui peuvent être fortement influencés par des rejets historiques importants. Les rejets dans l'eau de plusieurs fonderies et affineries de cuivre et de zinc canadiennes seront réglementés par les Règlements sur les effluents miniers liquides révisés de la *Loi sur les pêches*[1]. Les rejets assujettis à la *Loi sur les pêches*[2] n'ont pas été étudiés dans la présente évaluation.

Bien que la présente évaluation considère les effets sur l'environnement et sur la santé humaine, elle est surtout axée sur les effets sur l'environnement. Cela s'explique surtout par le peu d'études épidémiologiques faites sur les populations humaines vivant près des fonderies et des affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc, populations qui seraient exposées aux émissions de ces installations, et par la difficulté d'évaluer les effets des mélanges à partir des données d'études de toxicité pour les mammifères de chaque composé. La Commission consultative d'experts auprès des ministres a reconnu ces limites dans les motifs d'évaluation qu'elle a fournis.

Les éléments de la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire étant les « rejets » des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc, l'évaluation des risques pour la santé humaine a été axée sur les populations vivant à proximité de ces installations, puisqu'on s'attend à ce que ce soit ces populations qui subissent les effets des rejets, et sur l'évaluation des effets potentiels des rejets actuels de ces installations. Par conséquent, les sections du présent rapport qui traitent de la santé contiennent un résumé des concentrations d'un certain nombre de substances mesurées près de ces usines au Canada, concentrations obtenues au moyen d'un questionnaire auquel les compagnies ont répondu. Le rapport contient également une recension des études épidémiologiques sur les populations vivant à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc. Étant donné le nombre et la diversité des substances rejetées par les fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc, la présente évaluation se fonde sur les travaux antérieurs pour les données sur les effets de chaque substance et sur l'exposition-réponse tirées d'autres évaluations effectuées en vertu du programme d'évaluation de la Liste des substances d'intérêt prioritaire et d'autres programmes nationaux ou internationaux.

La description de la méthode d'évaluation des effets des substances prioritaires sur l'environnement sont disponibles dans les documents complémentaires publiés. Le document intitulé « Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Guide version 1.0 - mars 1997 » (Environnement Canada, 1997a) présente des conseils sur l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire au Canada. On peut obtenir ce document de :

Publications sur la protection de l'environnement
Direction générale de l'avancement des technologies environnementales
Environnement Canada
Ottawa, Ontario
K1A 0H3

Il est également disponible sur l'Internet : www.ec.gc.ca/cceb1/eng/psap.htm (en anglais) et www.ec.gc.ca/cceb1/fre/psap.htm (en français) sous la rubrique « Guides techniques ». Il est à noter que

[1] Les Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux (RELMM) actuellement en vigueur seront remplacés par les Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM) en voie d'élaboration.

[2] Seuls les effluents des fonderies et affineries qui sont liés à des opérations minières sont assujettis aux règlements.

la démarche ici décrite a été modifiée de façon à tenir compte des récents progrès réalisés en ce qui concerne les méthodes d'évaluation du risque qui seront mentionnés dans les futures versions du guide de l'évaluation environnementales des substances d'intérêt prioritaire.

La méthode d'évaluation des effets sur la santé humaine est décrite dans la publication suivante de la Direction de l'hygiène du milieu de Santé Canada : « *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* — L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire » (Santé Canada, 1994), dont on peut obtenir une copie auprès du :

Centre pour l'hygiène du milieu
Bureau 104
Santé Canada
Pré Tunney
Ottawa, Ontario
K1A 0L2

ou par le site Web des publications de la Direction de l'hygiène du milieu (www.hc-sc.gc.ca/ehp/ehd/catalogue/bch.htm). La méthode est également décrite dans un article publié dans le *Journal of Environmental Science and Health - Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews* (Meek *et al.* 1994). À remarquer que la méthode décrite dans cet article a évolué et comporte maintenant des faits récents relativement aux méthodes d'évaluation du risque qui sont décrits sur la page Web de la Direction de l'hygiène du milieu (http://www.hc-sc.gc.ca/ehp/dhm/dpc/contaminants_env/pesip/pesip.htm) et qui seront abordés dans des éditions futures du document sur la méthode d'évaluation des effets sur la santé humaine.

On a eu recours à des questionnaires informels afin d'obtenir de l'industrie canadienne les renseignements les plus récents sur les rejets, sur les concentrations environnementales et sur leurs effets écologiques. Les stratégies de recherche employées pour trouver les données utiles à l'évaluation des effets potentiels sur l'environnement (antérieures à l'automne 1999) et sur la santé humaine (antérieures à mars 2000 pour la surveillance et les données épidémiologiques sur les populations vivant à proximité seulement) sont présentées dans l'Annexe A. Au besoin, des articles de synthèse ont été consultés. Cependant, toutes les études originales formant la base de la détermination du caractère « toxique » ou non des émissions des fonderies et affineries de cuivre et de zinc au sens de la *LCPE* ont été soumises à l'évaluation critique du personnel d'Environnement Canada (pénétration dans l'environnement, exposition et effets environnementaux) et de Santé Canada (exposition des humains et effets sur la santé humaine).

Les sections relatives à l'environnement ont été élaborées sous la direction de Patrick Doyle et D. Gutzman, avec le soutien de D. Caldbick, A. El-Shaarawi, C. Fortin, A. Green, M. Lapointe, D. Morin et J. Sanderson, pour Environnement Canada. Les sections du rapport d'évaluation et la documentation complémentaire sur l'évaluation environnementale des fonderies et affineries de cuivre et de zinc ont été préparées ou révisées par les membres du Groupe-ressource environnemental formé par Environnement Canada en août 1997 pour aider à l'évaluation environnementale. Les membres du GRE ont été sélectionnés pour leur expertise dans les domaines pertinents à la présente évaluation, notamment les rejets du secteur de l'affinage des métaux communs, les effets aquatiques et terrestres, la modélisation de la dispersion atmosphérique, le transport et le devenir des métaux, la spéciation des métaux, les charges critiques et le SO_2 ambiant et les dépôts acides. Ses membres sont :

J. Ayres, Environnement Canada
G. Bird, Commission de contrôle de l'énergie atomique du Canada
U, Borgman, Environnement Canada
S. Daggupaty, Environnement Canada

W. de Vries, DLO Winand Starung Centre, The Nederlands
M. Diamond, Université de Toronto
G. Dixon, Université de Waterloo
R, Garrett Ressources naturelles Canada
B. Hale, Université de Guelph
D. Hart, Beak International Inc.
K. Hedley, Environnement Canada
W. Hendershot, Université McGill
R. Hoff, University of Maryland Baltimore County
D. Hrebenyk, SENES Consultants Ltd.
T. Jackson, Environnement Canada
P.K. Leung, Environnement Canada
S. Linzon, Phytotoxicology Consultant Services Ltd.
K. Lloyd, Environnement Canada
M. Sheppard, ECOMatters Inc.
S. Sheppard, ECOMatters Inc.
J. Skeaff, Ressources naturelles Canada
A. Tessier, Université du Québec
P. Thompson, Commission de contrôle de l'énergie atomique du Canada

Les représentants de l'industrie membres du GRE qui ont supervisé le processus d'évaluation sont :

Cominco Ltée. - M. Edwards et G. Kenyon
Falconbridge Ltée. - R. Telewiak
Hudson Bay Mining & Smelting Ltd. - W. Fraser
Inco Ltée. - T. Burnett, C. Fetguson et W,. Szumylo
Noranda Ltée. - J. Moulin et H. Veldhuizen

Outre les membres du GRE, les personnes suivantes ont révisé les sections relatives à l'environnement des documents complémentaires et ont offert des commentaires :

H. Allen, University of Delaware
B Antcliffe, Ministère des pêches et des océans
N. Belzile, Université Laurentienne
G. Bonham-Carter, Ressources naturelles Canada
T. Burnett, Inco Ltée.
D. Chambers, SENES Consultants Ltd.
P. Chapman, EVS Environmental Consultants
B. Duncan, Cominco Ltée.
L. Evans, Université de Guelph
D. Gamble, Agriculture et agro-alimentaire Canada
A. Germain, Environnement Canada
M. McLaughlin, CSIRO, Australie
M. Moran, Environnement Canada
M. Power, Université de Waterloo
R. Prairie, Noranda Ltée.
M. Sadiq, Université de Guelph
R. Stager, SENES Consultants Ltd.
H. Veldhuizen, Noranda Ltée.

Les personnes qui ont révisé l'ébauche du rapport d'évaluation environnementale et offert des commentaires importants, mais qui n'ont pas été nommées sont :

D. Bezak, Ministère de la conservation du Manitoba
P. Campbell, Institut national de la recherche scientifique - Eau
V. Chapados, Noranda Ltée.
M. Edwards, Cominco Ltée.
W. Fraser, HBM&S Ltd.
B. Keller, Université Laurentienne
J. Leclerc, Noranda Ltée.
K. Taylor, Environnement Canada

Les sections du rapport d'évaluation et les documents complémentaires relatifs à la santé humaine ont été préparés par le personnel suivant de Santé Canada :

K. Byrne
H. Hirtle
M.E. Meek
R. Newhook

Le document complémentaire sur la santé a été distribué aux fins de commentaires aux représentants suivants des compagnies membres du GRE, pour la présente évaluation, qui exploitent des affineries et des fonderies, surtout pour assurer l'adéquation et l'exactitude des renseignements présentés ici sur les fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc que leur compagnie exploite :

M. Edwards, Cominco Ltée.
W. Fraser, Hudson Bay Mining & Smelting Ltd.
R. Prairie, Noranda Ltée.
W. Szumylo, Inco Ltée.
R. Telewiak, Falconbridge Ltée.

Compte tenu que les mesures de l'exposition-réponse sont tirées de sources déjà révisées par des pairs pour établir la comparaison avec les niveaux ambiants des constituants des rejets, la révision externe des sections relatives à la santé de l'évaluation a été moins approfondie que pour d'autres évaluation des substances d'intérêt prioritaire. Les sections du rapport d'évaluation sur la toxicité pour la santé ont été révisées à l'externe par M. Younes, Centre pour l'environnement et la santé de l'OMS et M. Dourson, *Toxicology Excellence in Risk Assesssment*.

Les sections sur la santé du rapport d'évaluation ont été examinées et approuvées par l'assemblée de la Gestion des risques de la Direction générale de la protection de la santé de Santé Canada.

L'ensemble du rapport d'évaluation a été révisé et approuvé par le Comité de gestion de la *LCPE* d'Environnement Canada et de Santé Canada.

Le texte du rapport d'évaluation a été structuré de façon à traiter d'abord des effets sur l'environnement (nécessaires pour déterminer la « toxicité » en sens des paragraphes 64(*a*) et (*b*)), et ensuite des effets sur la santé humaine (nécessaires pour déterminer la « toxicité » au sens du paragraphe 64(*c*)).

On peut obtenir des copies du présent rapport et des documents complémentaires inédits sur l'environnement et la santé humaine, sur demande, à la :

Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux
Environnement Canada
14e étage, Place Vincent Massey
351, boul. St-Joseph
Hull, Québec
K1A 0H3

ou sur l'Internet, à l'adresse suivante :

www.ec.gc.ca/cceb1/fre/final/index_f.html

On peut obtenir la documentation complémentaire inédite qui renferme des renseignements supplémentaires en s'adressant à la :

Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux
Environnement Canada
14e étage, Place Vincent Massey
351, boul. St-Joseph
Hull, Québec
K1A 0H3

ou au

Centre de l'hygiène du milieu
Bureau 104
Santé Canada
Pré Tunney
Ottawa, Ontario
K1A 0L2

2.0 SOMMAIRE DES DONNÉES ESSENTIELLES À L'ÉVALUATION DE LA «TOXICITÉ» AU SENS DE LA LCPE 1999

2.1 Identité

2.1.1 Définitions et portée

2.1.1.1 Fonderies et affineries

Aux fins de la présente évaluation, une fonderie est définie une installation qui utilise des procédés chimiques à haute température pour récupérer des métaux communs (MAC, 1995). Une affinerie est une usine qui a pour fonction de séparer les impuretés des métaux au moyen de procédés thermiques et électrolytiques (MAC, 1995) Dans la présente évaluation, les usines d'électroaffinage et d'électroextraction sont considérées des affineries.

Étant donné que toutes les fonderies et toutes les affineries récupèrent plusieurs métaux, aux fins de la présente évaluation, une fonderie ou une affinerie de « cuivre » s'entend de toute usine dont un des produits commerciaux est du cuivre plus ou moins pur. De même, une fonderie ou une affinerie de « zinc » s'entend de toute usine dont un des produits commerciaux est du zinc plus ou moins pur.

La fonte et l'affinage primaires produisent du métal directement du minerai et des concentrés, alors que la fonte et l'affinage secondaires produisent du métal à partir de déchets métalliques et de déchets de production. (Environnement Canada, 1997b). Dans la pratique cependant, la distinction entre fonderie primaire et secondaire n'est pas toujours claire puisque certaines fonderies, d'abord primaires, ont recours à des métaux recyclés pour compléter leur source primaire.

Dans la fonderie de cuivre type, un concentré sulfuré ou calcinat est chauffé avec des fondants à environ 1 200 °C afin de provoquer une séparation de phases dans une matte de sulfure de cuivre en fusion qui contient du cuivre et du fer, et un laitier en fusion sus-jacent qui contient de l'oxyde de fer, un silice et de la chaux. La matte est ensuite soumise au convertissage et à l'affinage thermique afin de produire un cuivre impur appelé cuivre anodique qui contient environ 99 % de cuivre ainsi que des éléments mineurs et en traces (Skeaff, 1997). La coulée du métal impur en anodes propres à l'électroaffinage est faite à la fonderie ou à l'affinerie. Une affinerie de cuivre raffine alors l'anode de cuivre par électrolyse pour produire du cuivre pur.

Le zinc est produit soit au moyen du procédé d'électroextraction par grillage et lixiviation (EGL) ou du procédé d'électroextraction par lixiviation sous pression (ELP). Le grillage consiste au chauffage du concentré afin d'oxyder et d'évacuer l'oxyde de soufre. Dans les fours de grillage, les sulfures de zinc et de fer du concentré sont transformés en oxydes et le produit solide qui en résulte (produit calciné) est acheminé vers la lixiviation. Celle-ci est faite dans des conditions acides, neutres ou intermédiaires. Le zinc et les métaux non ferreux sont extraits, ce qui produit un jus d'attaque de sulfate de zinc. Dans le cas de la lixiviation sous pression, le concentré de zinc est rebroyé et agité dans un autoclave avec de

l'oxygène et de l'acide sulfurique. Les sulfures de fer et de zinc sont ainsi convertis en sulfates de fer et de zinc et dissous dans le lixiviat. Le jus d'attaque, qu'il provienne du procédé de lixiviation par grillage ou de lixiviation sous pression, est purifié et acheminé vers l'électroextraction. Pour l'électroextraction, un courant électrique passe dans le jus purifié, ce qui provoque la décomposition chimique du sulfate de zinc et le dépôt du zinc sur la cathode. Celle-ci est dénudée mécaniquement puis, le zinc est fondu et moulé.

Conformément à la définition donnée, les installations qui utilisent l'EGL, un procédé chimique à haute température, peuvent être considérées des « fonderies », au moins en partie,. Toutefois, les usines d'élaboration du zinc peuvent aussi être des « affineries » au sens de la définition donnée puisqu'elles comportent une étape d'électroextraction. Compte tenu de cette ambiguïté dans leur classification, le présent rapport désignera ces installations d'« usines d'élaboration du zinc ».

2.1.1.2 Rejets

Aux fins de la présente évaluation, un rejet consiste en tout déversement actuel dans le milieu ambiant. On ne traitera pas des rejets passés, souvent plus importants et moins contrôlés qu'aujourd'hui.

Les rejets traités dans la présente évaluation incluent tous les déversements actuels sur place dans l'atmosphère et dans l'eau faits par les fonderies et les affineries de cuivre et les usines d'élaboration de zinc du Canada. Les émissions dans l'atmosphère incluent les émissions provenant de « sources ponctuelles » (soit les cheminées en hauteur) et de « sources étendues » (soit les cheminées basses ou les émissions fugitives des concentrés entreposés sur place). Les effluents traités incluent les eaux de traitement et de refroidissement qui pénètrent dans les eaux de surface directement ou indirectement (par exemple, après passage dans une station de traitement des eaux usées municipale).

Comme on l'a souligné dans la Section 1.0, les déversements dans l'eau des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc qui seront intégrés aux effluents réglementés par les Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM) révisés de la *Loi sur les pêches* ne seront pas traités dans la présente évaluations. De même, les déversements provenant d'activités hors lieux relatives aux fonderies et affineries de cuivre et de zinc (par exemple, les déversements lors du transport des substances de base ou des déchets, ou de l'enfouissement des déchets) ne sont pas traités dans la présente évaluation.

Les effets directs de l'entreposage des déchets des fonderies ou des affineries (par exemple les scories) sur les terrains en deçà des limites des installations n'ont pas été examinés puisque les terrains appartenant aux installations ne sont pas considérés une partie de l'environnement immédiat. Toutefois, sont considérés en principe les lixiviats ou les ruissellements provenant des déchets qui pénètrent dans les eaux hors lieux immédiates ou les émissions fugitives éoliennes provenant de ces déchets et qui sont transportées hors lieux.

2.1.2 Installations visées par la présente évaluation

Toutes les fonderies et affineries qui opèrent actuellement au Canada sont visées par la présente évaluation[3]. Conformément aux définitions présentées dans la Section 2.1.1, on a identifié six fonderies de cuivre, quatre affineries de cuivre et quatre usines d'élaboration du zinc (**Tableau 1** et **Tableau 2**). Celles dont les effluents seront réglementés par les REMM révisés de la *Loi sur les pêches* sont signalées dans ces tableaux. Comme on le note dans la Section 1.0, les risques associés aux déversements directs de ces installations dans l'eau n'ont pas été évalués. Des évaluations préalables du risque pour l'environnement des déversements dans l'eau ont été effectuées pour la CCR et la CEZinc de la Noranda Inc. et pour les installations de Trail de la Cominco (CTO).

Les fonderies de cuivre de Kidd Creek de la Falconbridge et la Hudson Bay Mining and Smelting (HBM&S) sont des fonderies primaires. Aucune fonderie de cuivre secondaire autonome couramment en opération n'a pu être identifiée. Toutefois, une portion relativement faible des produits de base de l'installation Horne de la Noranda et, dans une moindre mesure, de son installation Gaspé, est du matériel cuprifère recyclé (Hatch Associates, 1997). Ces fonderies pourraient être classées d'abord fonderies de cuivre primaire, mais qui comportent une certaine quantité de fonte secondaire.

Deux fonderies de cuivre/zinc ont également été évaluées. Il s'agit des usines de la Falconbridge à Sudbury et de la Copper Cliff de l'Inco. L'usine de l'Inco produit du cuivre impur aussi bien que des produits de nickel. L'installation de la Falconbridge ne produit que de la matte nickel/cuivre qui est expédiée en Norvège pour traitement (Environnement Canada, 1997b). La fonderie de la Falconbridge est traitée dans la présente évaluation parce que les opérations de Sudbury constituent la première étape du processus de fonte qui mène éventuellement à la production du cuivre.

Des quatre affineries identifiées, trois sont des électroaffineries (CCR de la Noranda, Kidd Creek de la Falconbridge et Copper Cliff de l'Inco) et une est une usine d'électroextraction (Copper Cliff de l'Inco). Pour le reste du présent rapport, les affineries de cuivre Copper Cliff de l'Inco seront traitées comme une seule opération.

Des quatre usines d'élaboration du zinc, une a recours à l'électroextraction par grillage et lixiviation (CEZinc de la Noranda), une a recours à l'électroextraction par lixiviation sous pression (HBM&S) et deux ont recours aux deux procédés (Trail de la Cominco et Kidd Creek de la Falconbridge). Toutes ne traitent que des concentrés à partir du minerai de zinc et sont donc des usines « primaires ». On n'a trouvé aucune usine d'élaboration de zinc secondaire au Canada.

2.1.3 Examen des constituants des rejets

Les constituants des rejets dans l'eau examinés dans la présente évaluation comprennent les contaminants métalliques déjà détectés ainsi que l'ammoniac et le pH (activité de l'ion hydrogène)

Les constituants des émissions dans l'atmosphère qui ont été examinés de plus près sont l'anhydride sulfureux (SO_2), les matières particulaires (MP) et sept métaux (cuivre-Cu, zinc-Zn, nickel-

[3] L'usine d'électro-extraction associée à l'installation de Boliden-Westmin Gibraltar Mines située au lac McLeese, C.-B., n'a pas été étudiée en détails. Il s'agit d'une très petite opération (production annuelle de cuivre d'environ 2 000 tonnes) et n'a rapporté aucun rejet dans l'atmosphère ou dans l'eau à l'Inventaire national de rejets de polluants (INRP). L'usine a mis fin à ses opérations en 1999.

Ni, plomb-Pb, cadmium-Cd, chrome-Cr et arsenic-As[4]). Ces constituants comprennent la plus grande partie (quant à la masse) des substances rejettées dans l'atmosphère par les fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc du Canada (par exemple, INRP, 1995, 1996; RMDA, 1995). On a rapporté que les émissions passées d'anhydride sulfureux et de plusieurs de ces métaux des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada ont causé des dommages à l'environnement (par exemple, Sanderson, 1998). Les composés de chrome hexavalent, les composés d'arsenic inorganiques, les composés de cadmium inorganiques et les composés du nickel avec l'oxygène et le soufre ainsi que ses composés inorganiques et solubles, ont été évalués en vertu de la LSIP et jugés toxiques au sens de la LCPE. Il faut cependant signaler que ces évaluations ne visaient pas particulièrement les fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc; elles étudiaient toutes les sources de pénétration dans l'environnement de tous les composés et ne remplissent donc pas de leur propre chef le mandat de la présente évaluation. Le bioxyde de carbone, l'oxyde nitreux et les composés organiques volatils (COV) sont d'autres constituants des émissions dans l'atmosphère qui sont évalués dans l'évaluation environnementale.

Le mercure et, pour au moins une fonderie de cuivre, les dioxines et les furanes, substances détectées dans les émissions dans l'atmosphère provenant des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada n'ont pas été évaluées dans la présente évaluation (Environnement Canada, 1997b) Bien qu'il soit reconnu que les émissions de ces substances constituent un danger potentiel pour l'environnement et la santé humaine, leur devenir dans l'environnement (y compris les voies d'accumulation dans les organismes) est complexe et incertaine. La décision de ne pas les considérer dans la présente évaluation était en partie pratique, compte tenu des incertitudes prévues quant à l'estimation de leur devenir dans l'environnement (y compris le transport sur de grandes distances, la bioaccumulation et la biomagnification)[5]. Comme le signale la Section 3.1.1.1.3., cette décision contribue à l'incertitude de l'évaluation globale des risques. Les dibenzodioxines polychlorés et les dibenzofuranes polychlorés faisaient partie de la première Liste de substances d'intérêt prioritaire et ont aussi été jugées toxiques au sens de la *LCPE*. Le mercure fait également partie de la liste des substances toxiques de la LCPE (**Tableau 1**). Comme nous l'avons souligné plus haut cependant, ces conclusions ne s'appliquent pas spécifiquement aux fonderies et affineries de cuivre et aux usines d'élaboration du zinc comme point de pénétration dans l'environnement.

2.2 Pénétration dans l'environnement

En 1998, des questionnaires volontaires ont été envoyés aux responsables de l'industrie pour vérifier et mettre à jour les renseignements courants sur les constituants chimiques des rejets, les quantités (exprimées en taux) de substances rejetées, les conditions des rejets (par exemple, la hauteur des cheminées et les températures), les formes physiques et chimiques des substances rejetées, ainsi que les concentrations dans les flux de déchets (effluents) et les médias environnementaux près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada. D'autres renseignements recueillis comprennent la configuration des flux de déchets et la répartition des rejets selon la source pour les installations comptant plus d'une exploitation.

---

[4] Il est à noter que l'arsenic est un métalloïde plutôt qu'un métal. Pour plus de simplicité, il sera traité comme un métal dans le présent rapport. Toutefois, comme le signale la Section 2.4.1.1.3, dans certaines circonstances l'arsenic était traité de façon différente que les métaux.

[5] de Vries et Bakker, 1998 traitent de certaines difficultés associées à l'évaluation du mercure au moyen de la méthode de la charge critique.

On a généralement utilisé les plus récentes données empiriques disponibles pour une année complète afin de déterminer l'exposition aux métaux et au SO_2. Les données de 1995 ont été utilisées pour la modélisation de la dispersion atmosphérique des métaux et pour la modélisation de la relation source-récepteur du SO_2. Toutes les données empiriques utilisées dans la présente évaluation sont de 1995 ou d'une année plus récente.

2.2.1 Rejets dans l'atmosphère

2.2.1.1 Anhydride sulfureux

On trouvera plus bas le résumé des renseignements sur les émissions de SO_2 gazeux des installations de cuivre et de zinc. Les données sont de 1995, les plus récentes disponibles au moment de la collecte de l'information. SENES Consultants (1999a) présente plus de détails.

En 1995, près de 99 % des émissions de SO_2 des installations de cuivre et de zinc provenaient des fonderies de cuivre, contre 1 % qui provenaient des affineries de cuivre et de zinc (voir **Tableau 3**). Près de 85 % des émissions de SO_2 de ces installations provenaient de trois fonderies de cuivre, soit 1) le complexe de fonderies nickel/cuivre de l'Inco à Sudbury, Ontario, 2) la fonderie de cuivre Horne de la Noranda à Rouyn-Noranda, Québec et 3) la fonderie de cuivre Hudson Bay Mining and Smelting de Flin Flon, Manitoba. En 1995, les émissions de SO_2 totales provenant des fonderies de cuivre énumérées au **Tableau 3** avaient été réduites de plus de 61 % par rapport à celles de 1980, pour un total de 63 % pour le secteur industriel des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc. Les émissions des usines d'élaboration du zinc avaient été réduites de 94 %, surtout à cause de l'élimination des émissions de SO_2 de l'usine d'élaboration du zinc de la Hudson Bay Smelting and Mining après 1993. Aucune analyse des tendances des émissions de SO_2 provenant des affineries de cuivre n'était disponible pour cette période parce que le rapport sur les émissions de l'affinerie CCR de la Noranda était incomplet, alors que celui de l'affinerie de l'Inco à Sudbury et celui de la Falconbridge à Kidd Creek étaient intégrées à l'inventaire total des émissions de SO_2 des fonderies qui leur sont associées pour cette période. Bien que certaines données sur les émissions des affineries aient été obtenues pour l'Inco et la Falconbridge (Kidd) (par le biais de communications personnelles avec les exploitants des installations), le fait que le coulage des anodes soit considéré tantôt comme un procédé de fonte, tantôt comme un procédé d'affinage complique leur interprétation.

En 1995, les émissions des installations de traitement du cuivre et du zinc comptaient pour près de 37 % des émissions de SO_2 de sources situées dans l'est du Canada. Toutefois, pour ce qui est de l'ensemble des émissions de SO_2 de l'est de l'Amérique du Nord, la plus grande partie provient des États-Unis puisqu'elle compte pour environ 86 % des émissions totales de l'est de l'Amérique du Nord (Environnement Canada, 1997c). C'est donc dire que, comme groupe, les installations de traitement du cuivre et du zinc sont responsables d'une portion beaucoup plus petite du total des émissions dans l'est de l'Amérique du Nord. Par exemple en 1995, les émissions de SO_2 des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada comptaient pour environ 5 % des émissions totales dans cette région.

2.2.1.2 Métaux

L'analyse qui suit traite des émissions de métaux de 1995 puisque le modèle de dispersion utilise les données de cette année. On a choisi 1995 parce que c'était l'année la plus récente pour laquelle des données détaillées étaient disponibles au moment du début de la modélisation. Aucune donnée sur la forme chimique ou physique des métaux rejetés n'était disponible, mais on peut avancer que la plus grande partie des rejets de métaux dont il sera question avaient une forme particulaire.

Le **Tableau 4** donne le résumé des émissions annuelles totales de Cu, Zn, Ni, Pb, Cd et As rejetées par les installations de traitement du cuivre et du zinc en 1995. Les données du **Tableau 4** sont fondées pour la plus grande partie sur les données du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA, 1995), complétées par des données provenant directement des gestionnaires des usines. SENES Consultants (2000) présente une analyse plus détaillée de ces émissions.

La quantité totale de métaux traces rejetés par une installation dépend dans une certaine mesure de la concentration de l'élément dans les matériaux bruts que le procédé utilise, de même que du type de procédé utilisé, du rythme de production de l'usine et de l'efficacité des appareils de contrôle au point de rejet. Si la fonderie obtient la plus grande partie de ses matériaux bruts de plusieurs opérations minières, la concentration en métaux traces des émissions peut varier considérablement selon la concentration du matériau brut traité à un moment donné. En outre, pour chaque élément trace, la quantité rejetée par le flux d'éjection dépendra aussi de la température du procédé de fonte ou d'affinage utilisé. Les éléments les plus volatils comme l'As, le Cd, le Pb et le Zn, sont plus susceptibles d'être libérés pendant le processus si la température est élevée que les éléments moins volatils comme le Cu et le Ni. Enfin, la quantité de chaque élément rejeté dépend aussi de l'efficacité des appareils de contrôle des émissions utilisés par chaque usine (par exemple, les multi-cyclones, les dépoussiéreurs électrostatiques ou les chambres de filtres). Pour toutes ces raisons, il n'est pas surprenant que les données du **Tableau 4** présentent de grands écarts dans les taux d'émission des usines. Les différences sont de deux ou trois ordres de grandeur pour la plupart des métaux traces au sein de chacune des trois catégories d'installations (soit les fonderies de cuivre, les affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc).

Parmi les fonderies de cuivre, l'usine de l'Inco de Sudbury était en tête pour les émissions de Cu, de Ni et d'As traces en 1995. La fonderie Horne de la Noranda était bonne deuxième pour le Cu et l'As. Elle était aussi en tête pour les taux d'émission de Zn et de Pb. Le taux d'émission le plus élevé pour le cadmium était rapporté par la fonderie de cuivre de la HBM&S de Flin Flon, suivie de près par la Horne de la Noranda et la Falconbridge de Sudbury.

De même que pour les fonderies de cuivre, les taux d'émission des métaux traces provenant des affineries de cuivre variaient considérablement d'une usine à l'autre. Comme pour le SO_2, (section 2.2.1.1), l'inclusion de la coulée en anodes tantôt parmi les fonderies ou tantôt parmi les affineries complique l'interprétation des données.

Les taux d'émission des métaux traces pour les usines d'élaboration du zinc varient aussi de deux ou trois ordres de grandeur. Parmi les usines d'élaboration du zinc, l'installation CEZinc de la Noranda avait les taux d'émission de Cu, de Zn, de Pb et de Cd les plus élevés. En fait, le taux d'émission de Zn de cette installation était supérieur aux taux d'émission de toutes les autres installations de traitement du cuivre et du zinc, y compris celles de la fonderie de cuivre Horne de la Noranda. Toutefois, comme l'explique la note du **Tableau 4**, on pense que les émissions attribuées à l'usine d'élaboration du zinc de la Cominco, en 1995, ont été fortement sous-estimées. Par contre, les taux d'émission de Zn attribués à l'usine d'élaboration du zinc de la Cominco pour 1998 ont été estimés à 125 tonnes (communication personnelle avec les exploitants de l'installation), taux supérieur à ceux de toutes les autres installations de traitement du cuivre et du zinc pour 1995. L'usine Kidd Creek de la Falconbridge avait le taux d'émission le plus élevé pour l'As parmi toutes les usines d'élaboration du zinc et était la seule à

rapporter des émissions de Ni, bien qu'à très faible taux. Les émissions de tous les métaux de l'usine d'élaboration du zinc de la Hudson Bay Mining and Smelting étaient très faibles puisque, contrairement aux autres usines, elle n'utilise pas le procédé de grillage à haute température.

2.2.1.3 Matières particulaires

Le **Tableau 5** résume les émissions de matières particulaires totales (MPT) pour 1995 des installations de traitement du cuivre et du zinc, données tirées du Réseau de mesure des dépôts atmosphériques (RMDA, 1995). Le tableau inclut également les données sur la fraction des particules de moins de 10 µm (MP_{10}) et celle des particules de moins de 2,5 µm ($MP_{2,5}$).

Ces données indiquent que la fonderie de cuivre de l'Inco à Sudbury avait le taux d'émission de MPT le plus élevé avec 7 052 tonnes/année en 1995. Il faut noter que ce total inclut les émissions de MPT de l'affinerie de cuivre et de l'affinerie de nickel, ainsi que de la fonderie. La fonderie de cuivre Horne de la Noranda venait au deuxième rang avec 1 339 tonnes/année, suivie par la fonderie de cuivre de la Falconbridge avec 1 181 tonnes/année. Le taux d'émission de MPT le plus faible rapporté par les fonderies de cuivre était de 430 tonnes/année à l'installation Gaspé de la Noranda.

Les données sur les MPT de deux des trois affineries de cuivre sont intégrées aux émissions de MPT totales des fonderies de cuivre (Inco à Sudbury et Kidd Creek de la Falconbridge). Seule l'installation CCR de la Noranda est traitée comme affinerie de cuivre distincte avec 7,1 tonnes/année.

Parmi les usines d'élaboration du zinc, le taux d'émission de MPT le plus élevé selon le SIDR (1995) revient aux installations CEZinc de la Noranda et Trail de la Cominco qui toutes deux rejettent environ 150 tonnes/année. Les émissions de MPT de l'usine d'élaboration du zinc Kidd Creek de la Falconbridge n'ont pas été données séparément et sont intégrées aux émissions de la fonderie et de l'affinerie de cuivre de cette installation.

Les émissions de MPT du SIDR (1995) sont subdivisées en trois catégories (**Tableau 5**) :

- sources fugitives – les poussières des routes, de l'érosion éolienne des surfaces exposées et les rejets de la manipulation et de l'entreposage des matériaux sur les lieux;
- sources de faible élévation – les rejets des cheminées de faible hauteur (moins de 30 mètres);
- sources de forte élévation – les rejets de cheminées de plus de 30 mètres.

Ces émissions de MPT présentent certaines anomalies. Par exemple, trois fonderies de cuivre rapportent des émissions fugitives estimées identiques de 500 tonnes/année. Ces chiffres ne peuvent qu'être conceptuels et il est peu probable qu'ils soient fondés sur le calcul détaillé des émissions. En outre, les installations de la Noranda et de la Cominco à Trail n'ont rapporté aucune émission fugitive. Ces anomalies, ajoutées au fait que la rapport de masse métaux traces:MPT de plusieurs sites semble singulièrement élevé, amènent à interpréter les données du **Tableau 5** avec beaucoup de prudence. Il faut noter que certaines incohérences existent entre les installations quant aux relevés de MPT et aux émissions de métaux. Parmi les sources rapportées de façon incohérente, il y a les émissions fugitives provenant de la production, de l'entreposage et de la manipulation des concentrés, l'échappement des chambres de filtres et les poussières éoliennes des résidus découverts. SENES Consultants (1999b) présente les détails de l'évaluation des sources d'émissions rapportées par quatre installations de traitement du cuivre et du zinc.

Bien que l'on possède peu de données sur la dimension des particules rejetées, on pense que les rejets fugitifs étaient relativement grossiers (> 2 µm). Les résultats des travaux préliminaires sur la répartition des dimensions des particules des matières particulaires provenant de la cheminée de la

fonderie de l'Inco indiquent que ces particules sont extrêmement fines, 80 % ayant moins de 3 microns (Burnett, 1998).

Les taux d'émission de MPT ci-dessus ne tiennent pas compte de la formation secondaire des matières particulaires. Les processus secondaires sont responsables de la formation de matières particulaires (habituellement $MP_{2,5}$) dans l'atmosphère à la suite de transformations chimiques et physiques des gaz. L'anhydride sulfureux, les oxydes d'azote et des composés organiques volatils contribuent le plus à la formation de $MP_{2,5}$ (EC/SC, 2000).

2.2.1.4 Dioxyde de carbone, oxyde nitreux, méthane et composés organiques volatils

Le **Tableau 6** résume les émissions gazeuses de dioxyde de carbone (CO_2), d'oxyde nitreux (N_2O), de méthane (CH_4)[6] et de composés organiques volatils (COV) provenant des installations de traitement du cuivre et du zinc. Ces composés sont importants à cause de leur influence sur les effets abiotiques atmosphériques comme les changements climatiques et la formation d'ozone troposphérique.

Comme le mentionne la section précédente, les COV et les oxydes nitreux sont des précurseurs importants dans la formation secondaire de $MP_{2,5}$. Les émissions totales d'oxyde nitreux provenant des installations considérées dans la présente évaluation étaient d'environ 1 800 tonnes en 1995 (SIDR, 1995).

2.2.2 Rejets dans l'eau

L'information sur les rejets dans l'eau de la Canadian Copper Refinery (CCR), de la Canadian Electrolytic Zinc (CEZinc) et de la Cominco's Trail Operation (CTO) est résumée plus bas. Beak International présente plus de détails (1999).

Les données sur la charge volumique moyenne annuelle des milieux récepteurs des trois usines sont présentées dans le **Tableau 7**. Les facteurs appliqués à ces moyennes annuelles pour estimer les charges volumiques maximales à court terme (mensuelles et moyenne de quatre jours) sont présentées au **Tableau 8**. Ces facteurs sont fondés sur des renseignements empiriques sur la charge volumique. Les concentrations des constituants rejetés dans les effluents non dilués sont présentées dans le **Tableau 9**.

2.2.2.1 Canadian Copper Refinery

Les charges de déchets de métal provenant de la CCR (**Tableau 7**) sont déversées dans la station d'épuration des eaux usées (SEEU) de la Communauté urbaine de Montréal (CUM) qui, à son tour, les décharge au milieu du chenal du fleuve Saint-Laurent, à l'est de l'île aux Vaches. Environ 7 % du volume des eaux usées de la CCR consiste en de l'eau de fabrication traitée et le reste est de l'eau de refroidissement non traitée tirée du fleuve Saint-Laurent. Le cuivre (Cu) et le sélénium (Se) sont les deux charges les plus importantes quant à la masse. En 1995, ces charges de métal étaient de 0,82 et 3,58 tonnes, respectivement.

---

[6] Bien que le méthane soit techniquement un COV, il est énuméré séparément des autres COV du Tableau 6. Contrairement aux autres COV, à cause de sa réactivité photochimique négligeable, le méthane ne contribue pas de façon significative à la formation d'ozone troposphérique et n'est pas un précurseur de la formation secondaire de matières particulaires. Le méthane est cependant inclus ici à cause de son importance potentielle dans les changements climatiques.

La SEEU de la CUM filtre une grosse partie des charges de la CCR avant de rejeter l'eau dans le fleuve Saint-Laurent. Les taux de filtrage typiques à la SEEU de la CUM ainsi que les charges annuelles totales des métaux pertinents au fleuve Saint-Laurent dans les effluents traités à la SEEU de la CUM sont tirés de Deschamps *et al.* (1998). Il y a beaucoup d'incertitudes quant au taux de filtrage et aux charges de certains métaux comme l'As et le Se mesurés à la SEEU de la CUM à des concentrations près de la limite de détection analytique.

Toute évaluation subséquente de l'exposition biologique à des concentrations de métal dans le fleuve Saint-Laurent, ainsi que de leurs effets sur le biote aquatique, doit être fondée sur les charges de la SEEU de la CUM (et non de la CCR), puisque ce sont là les charges qui sont déversées dans le fleuve Saint-Laurent. Il est cependant important aux fins de la présente évaluation d'établir la contribution proportionnelle que fait la CCR au déversement de métaux dans les effluents de la SEEU de la CUM. Cette proportion est calculées pour chaque métal de la façon suivante :

$$P_{CCR} = LCCR/((C_{CUM}/(1-R_{CUM}))*Q_{CUM})$$

pour laquelle : P_{CCR} = contribution proportionnelle de la CCR (fraction),
L_{CCR} = charge de métal de la CCR vers la SEEU de la CUM (mg/s),
R_{CUM} = taux de filtrage des métaux de la SEEU de la CUM (fraction),
C_{CUM} = concentration de métal dans les effluents de la SEEU de la CUM (mg/L), et
Q_{CUM} = volume des effluents de la SEEU de la CUM (L/s).

La contribution proportionnelle que la CCR fait à la charge de métaux des effluents de la SEEU de la CUM déversés dans le fleuve Saint-Laurent (**Tableau 7**) est de l'ordre de 0,1 % pour les métaux comme le Cd et le Cr, d'environ 1 % pour le Cu et le Ni, de 10 % pour l'As et de près de 100 % pour le Se.

La plus grande partie des métaux déversés à l'exutoire de la SEEU de la CUM sont soit dissous, soit adsorbés. On considère que le déversement de métal total est disponible pour l'agglomération avec les solides en suspension dans les eaux réceptrices et contribue d'autant à l'exposition du biote aquatique.

Les variations temporelles des charges de la SEEU de la CUM sont incertaines puisqu'aucune donnée n'est disponible sur la moyenne mensuelle ni sur la charge quotidienne.

2.2.2.2 Canadian Electrolytic Zinc

Les charges de métal et d'ammoniac provenant de la CEZinc (**Tableau 7**) sont déversées dans le canal de Beauharnois dans le fleuve Saint-Laurent. Environ 4 % du volume des eaux usées sortant de la CEZinc est de l'eau de fabrication traitée et le reste est de l'eau de refroidissement non traitée tirée du canal Beauharnois. L'ammoniac, le Zn et le Se sont les trois charges les plus importantes des effluents combinés, quant à la masse. En 1995, ces charges étaient de 24,0, 3,24 et 2,5 tonnes respectivement. Des changements de procédé apportés en 1999 ont amené des réductions importantes des charges de Se par rapport aux niveaux de 1995.

L'effluent des eaux de fabrication traitées (UNA) et l'effluent des eaux de refroidissement (Principal) étaient déversés à deux endroits distants d'environ 1 km dans le canal Beauharnois, mais ils sont maintenant déversés ensemble (ou le seront sous peu) au site de l'effluent Principal. Aux fins de l'évaluation de l'exposition biologique aux constituants de l'effluent dans le canal, ainsi que de leurs

effets sur le biote aquatique, les deux effluents sont considérés ensemble comme un seul effluent ayant un seul exutoire. Cela entraîne une charge ponctuelle plus importante, des concentrations plus faibles au point de rejet et une dilution de champ proche plus lente qu'avec l'exutoire UNA distinct.

La quasi totalité de l'ammoniac déversé à la CEZinc sera dissoute et la plus grande partie des métaux sera déversée sous forme dissoute ou adsorbée (labile). Toutefois, près de 5 à 10 % du zinc sera déversé sous forme de particules très fines d'oxyde ou d'hydroxyde de métal. Cette conclusion tient à l'observation que la CEZinc a faite qu'environ 60 % du Zn de l'effluent UNA n'est pas dissout. Avec une moyenne de 13 mg/L de solides en suspension, on s'attend à ce que 15 % du Zn soit adsorbé selon les coefficients de distribution (Beak International, 1999), mais les 45 % de Zn restant de l'effluent UNA aura une association plus étroite aux matières particulaires. Il est peu probable que les particules d'oxyde de métal formées pendant le processus de grillage se dissolvent après avoir été déversées. Les particules d'hydroxyde de métal formées pendant le processus de traitement des eaux seront dissoutes plus tard, mais lentement. On considère que 20 % × 45 % = 9 % de la charge totale de Zn aura cette forme relativement inerte. On suppose que seule la partie de la charge estimée sous forme dissoute ou adsorbée (91 %, **Tableau 9**) est disponible pour s'agglomérer avec les solides en suspension dans les eaux réceptrices et, donc, contribuera à l'exposition du biote aquatique.

Les variations temporelles de la charge de métal de la CEZinc (**Tableau 8**) sont établies à partir des données mensuelles combinées de 1995 pour la plupart des métaux et des données quotidiennes disponibles pour le Zn seulement. Les moyennes mensuelles maximales des charges sont de 1,7 à 6,2 fois la moyenne annuelle, selon le métal. Le facteur pour les charges moyennes sur quatre jours seraient supérieures.

2.2.2.3 Cominco Trail Operations

La CTO comporte des opérations d'affinage de zinc et de plomb ainsi qu'une usine d'engrais chimiques. Il existe trois exutoires d'effluent principaux combinés qui contribuent à la charge chimique du fleuve Columbia, ainsi qu'un canal de drainage d'une ancienne décharge qui se déverse dans Stoney Creek. La plus grande partie des eaux de drainage de la décharge déversées dans Stoney Creek sont maintenant collectées et traitées.

L'exutoire combiné IV (C-IV) et Stoney Creek sont les plus en amont (Figure 1). L'exutoire C-IV, associé à l'usine d'engrais chimiques, est la principale source d'ammoniac, mais une source mineure de charges de métal. Stoney Creek constitue une source majeure de charges de métal.

L'exutoire combiné III (C-III), à environ 1,3 km en aval de C-IV, est surtout associé au traitement du zinc. Il constitue une source mineure d'ammoniac mais une source majeure de métaux et de fluoride (**Tableau 7**). L'exutoire C-II, 0,8 km plus en aval, inclut les contributions des opérations de lixiviation du sulfure de zinc ainsi que des opérations de plomb et d'autres. Il constitue aussi une source majeure de métaux.

Un rejet d'étang (C-I) a déjà existé plus en aval, surtout associé au traitement du plomb, et constituait une source très mineure de charges de métal. Ce point de rejet n'existe plus.

Les charges récentes (1998) de la CTO, et plus précisément des exutoires C-II et C-III, sont résumées dans le **Tableau 7** avec les charges de 1995 et 1996 rapportées à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP, 1995, 1996) pour toute la CTO. Les charges moyennes de 1998 des exutoires C-II et C-III ont servi pour représenter les exploitations de fonte et d'affinage du zinc de la CTO dans la présente évaluation.

La proportion de la charge attribuée aux opérations sur le zinc (**Tableau 7**) a été estimée pour chaque métal et chaque exutoire selon une évaluation des contributions en unités toxiques des divers égouts à chaque exutoire (Duncan et Antcliffe, 1996). Pour l'exutoire C-II, seul l'égout #6 est associé aux opérations sur le zinc (il draine l'usine de lixiviation du sulfure de zinc et l'usine de traitement du cadmium). Quant à C-III, tous les égouts qui y contribuent sont associés aux opérations sur le zinc, sauf pour les contributions de l'usine de traitement des eaux usées qui ont été attribuées aux opérations sur le zinc et le plomb à partir des venues de ces secteurs (60 % provenant des opérations sur le zinc). Le **Tableau 7** montre que la plus grande partie des charges (77 % à 99 % pour les métaux) est liée aux opérations sur le zinc, alors que pour C-II, la proportion s'étend de 25 % à 91 %, selon le métal.

La quasi totalité de l'ammoniac et du fluoride de la CTO est déversée sous forme dissoute. Toutefois, une partie importante de la charge de métal, surtout le Zn et le Pb, n'est pas déversée sous forme dissoute selon l'analyse des échantillons d'effluents filtrés et non filtrés. Avec la moyenne de 2 à 3 mg/L de solides en suspension de ces échantillons, on peut s'attendre à ce que près de 5 % de certains métaux soient adsorbés selon les coefficients de distribution (Beak International, 1999), mais cela ne rend pas compte de toute la portion non dissoute. Ainsi, la portion non dissoute peut être composée d'une partie importante d'oxydes et d'hydroxydes de métal ou d'autres formes relativement inertes. On a considéré que seule la portion de la charge estimée sous forme dissoute ou adsorbée (comme le montre le **Tableau 9**) était disponible pour s'agglomérer avec les solides en suspension dans les eaux réceptrices et, donc, contribuerait à l'exposition du biote aquatique.

Les variations temporelles des charges de produits chimiques de la CTO (**Tableau 8**) sont établies à partir des données quotidiennes de 1998 pour tous les produits chimiques. Les charges mensuelles moyennes s'étendent de 1,2 à 3 fois la moyenne annuelle, selon le métal et l'exutoire. Les charges moyennes sur quatre jours peuvent atteindre 2,2 à 6 fois la moyenne annuelle, selon le métal et l'exutoire.

2.3 Exposition

2.3.1 Émissions dans l'atmosphère

Pour les rejets dans l'atmosphère, l'exposition est quantifiée tant en concentrations dans le milieu ambiant qu'en taux de dépôts atmosphériques. Les résultats des contrôles empiriques et des calculs sur un modèle sont présentés lorsqu'ils sont disponibles.

2.3.1.1 Anhydride sulfureux

2.3.1.1.1 Devenir dans l'atmosphère

La conversion du SO_2 rejeté dans l'atmosphère, traitée rapidement ici, fait l'objet d'une étude plus détaillée dans SENES Consultants (1999a).

La conversion du SO_2 en sulfate (SO_4^{2-}) et les retombées subséquentes sont régies par une série complexe d'interactions qui comportent le transport et la diffusion (ou dispersion), la chimie en phase gazeuse et en phase aqueuse, la météorologie, la physique des nuages ainsi que les processus d'entraînement sec et humide. Les études sur le terrain des taux d'oxydation dans les nuages laissent croire que les mécanismes d'oxydation en phase aqueuse convertissent beaucoup plus rapidement le SO_2

en SO_4^{2-} que les réactions en phase gazeuse. L'oxydation en phase aqueuse du SO_2 dans l'atmosphère peut se produire dans l'eau des nuages et du brouillard, dans l'eau de pluie, dans les gouttelettes déliquescentes en aérosol à humidité relative élevée et dans la surface liquide du film superficiel condensé sur les particules en aérosol (Radojevic, 1992).

Le sulfate résultant de l'oxydation du SO_2 prend souvent la forme d'une fine matière particulaire ($MP_{2,5}$). Par exemple, pour les échantillons prélevés dans 14 postes urbains du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) de 1986 à 1994, une moyenne de 17 % à 95 % des $MP_{2,5}$ prélevées à chaque poste étaient composées de sulfate (Brook *et al.*, 1997, résumé dans EC/SC, 2000).

Selon Hidy (1994), les modèles de concentration du SO_2 tendent à se conformer à la distribution observée des concentrations de SO_4^{2-} (comme polluant secondaire) dans l'atmosphère et l'eau de pluie, à cette différence près que le SO_4^{2-} est distribué plus largement et uniformément que le SO_2 à cause du temps requis pour la transformation du SO^2 en SO_4^{2-} atmosphérique (environ 1 journée) et pour l'entraînement efficace du SO_4^{2-} par les précipitations.

Les concentrations régionales de sulfate atmosphérique présentent des comportements épisodiques liés aux anticyclones stagnants (Hidy, 1994). Ces épisodes peuvent être classés en événements régionaux, sous-régionaux ou non régionaux selon l'intensité et l'extension spatiale des concentrations de SO_4^{2-} atmosphériques. En général, les fortes concentrations de SO_4^{2-} dans l'est de l'Amérique du Nord sont associées à des températures et une humidité absolue élevées, à une pression atmosphérique et des vents modérément faibles et à de fortes concentrations d'ozone qui indiquent un potentiel d'oxydation élevé. C'est ainsi que la variabilité spatiale d'une année à l'autre des épisodes de niveaux élevés de SO_2 et de SO_4^{2-} est étroitement liée à la trajectoire et à la fréquence des anticyclones migrateurs. Les épisodes de niveaux élevés de SO_4^{2-} peuvent se produire en toutes saisons et sont positivement liés à la température, sauf en hiver alors que les basses températures associées aux inversions de température près de la surface et à la faible ventilation peuvent aussi provoquer des épisodes de forte pollution par le SO_4^{2-}. Dans l'est de l'Amérique du Nord, les épisodes régionaux de SO_4^{2-} durent souvent jusqu'à 5 jours, mais les événements prolongés peuvent s'étendre à 11 jours. Des études de surveillance faites dans l'est du Canada suggèrent que 60 % à 70 % des retombée humides annuelles totales de SO_4^{2-} peuvent être déposées lors d'un seul épisode (Environnement Canada, 1997c).

À l'opposé, les facteurs critiques pour les retombées sèches sont la concentration de SO_2 dans l'atmosphère très près de la surface et la capacité de cette surface de « capturer » les polluants qui entrent en contact avec elle (Hicks, 1992). Un cycle circadien fort et un lien intrinsèque avec les concentrations dans l'atmosphère ambiant caractérisent les taux de retombées sèches. Très peu de retombées se produisent la nuit, alors que la fréquence et l'intensité des épisodes de forte pollution atmosphérique caractérisent les taux élevés de retombées diurnes. Des études récentes sur les retombées sèches suggèrent qu'en moyenne, les retombées sèches comptent pour 25 % des retombées totales (sèches et humides) de soufre, bien que l'estimation de la quantité de retombées sèches demeure très incertaine (Environnement Canada, 1997c). En outre, l'importance relative de la contribution des retombées sèches aux retombées totales de soufre varie selon les saisons, et l'importance relative des retombées humides par rapport aux retombées sèches varie selon les endroits. Les retombées sèches sont relativement plus importantes que les retombées humides dans les régions proches des sources majeures, alors que les retombées humides dominent dans les régions plus éloignées de ces sources, ce qui révèle l'importance des processus de transport à grande distance. De la totalité du soufre déversé dans l'est de l'Amérique du Nord, on estime que le tiers de la quantité annuelle moyenne des émissions anthropiques de soufre retombe sous forme humide dans l'est de l'Amérique du Nord, alors que les deux tiers retombent sous forme sèche ou sont transportés en dehors de cette région.

2.3.1.1.2 Concentrations dans l'atmosphère

La présente section décrit brièvement les méthodes analytiques et statistiques utilisées pour estimer les concentrations d'anhydride sulfureux dans l'atmosphère des postes de surveillance situés près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc. On y décrit également la démarche utilisée pour les attributions à la source. Les Tableaux 10, 11 et 12 résument les données qui en résultent sur les concentrations d'anhydride sulfureux dans l'atmosphère de ces postes.

Méthodes de surveillance : La surveillance des niveaux de SO_2 ambiant est effectuée au moyen d'instruments comme les détecteurs fluorescents. Ces instruments fonctionnent de façon continue ou à fréquence élevée d'échantillonnage, une lecture par minute, par exemple. On fait la moyenne des signaux du détecteur sur une période de temps donnée (habituellement de 5 à 15 minutes) et ces valeurs sont enregistrées. On fait alors la moyenne des niveaux enregistrés sur des périodes de temps plus longues (habituellement une heure et 24 heures) pour déterminer si les niveaux prévus par le permis et les règlements provinciaux sont respectés.

Source et analyse des données : Les données utilisées dans la présente évaluation provenaient généralement des exploitants d'usines sous forme de moyennes sur une heure. Ces moyennes sur une heure servaient ensuite au calcul des concentrations moyennes de SO_2 ambiant sur 24 heures, sur un mois et sur la durée du cycle végétatif. Le cycle végétatif couvre la période d'avril à octobre. Les moyennes sur une heure et sur le cycle végétatif ont servi à évaluer le risque pour l'environnement, de même que le risque pour la santé humaine.

Évaluation sur l'environnement : L'interprétation des valeurs sous le seuil de détection (« non détectées ») est un problème important dans l'analyse des données sur le SO_2 ambiant pour deux raisons. D'abord, près 98 % des données peuvent être des concentrations non détectées et elles exercent alors une grande influence sur les moyennes temporelles. Ensuite, la plupart des contrôles sont effectués pour assurer que les seuils relativement élevés sur une courte période ne soient pas dépassés. Par conséquent, les contrôles sont effectués, ou les données sont enregistrées, à des niveaux de sensibilité moindre que ceux qui pourraient être significatifs pour l'étude de l'exposition chronique.

La façon normale de rectifier les valeurs non détectées est de les établir à la moitié de la limite de détection. Cela revient à considérer que les valeurs non détectées sont distribuées également entre zéro et la limite de détection. Les limites de détection pour les données de la présente évaluation s'étendaient de 0,5 à 50 $\mu g/m^3$. Le fait d'établir les valeurs non détectées à la moitié de la limite de détection aurait augmenté certains estimés de la concentration saisonnière moyenne de 25 $\mu g/m^3$, ce qui aurait eu pour effet de dépasser les concentrations seuil produisant des effets chroniques sur les organismes de l'environnement à cause des concentrations non détectées. Par conséquent, seules les valeurs non détectées dont la limite de détection était inférieure à 3 $\mu g/m^3$ ont été rectifiées à la moitié de la limite de détection. La seule exception était une usine ayant plusieurs détecteurs dont la limite de détection était de 13$\mu g/m^3$. Les valeurs non détectées de ces détecteurs ont été rectifiées à la moitié de le limite de détection parce que le pourcentage des valeurs non détectées était faible et avait donc une faible incidence sur les moyennes saisonnières.

La rectification des valeurs non détectées pour l'estimaation de l'exposition chronique (cycle végétatif) au moyen de données de détecteurs ayant une limite de détection plus élevée a été effectuée comme suit. Elle inclut tous les détecteurs des usines de la Falconbridge-Kidd, Noranda-Horne et

Noranda-Gaspé qui avaient une limite de détection de 25-50µg/m^3. Les moyennes saisonnières de ces sites ont été estimées au moyen d'une méthode statistique (El-Shaarawi, 1989; El-Shaarawi et Esterby, 1992) qui comportait : l'ajustement des valeurs détectables à une distribution statistique, l'utilisation de cette distribution pour estimer les concentrations des valeurs de l'échantillon sous la limite de détection et enfin, le calcul de la moyenne à partir des concentrations détectées et estimées. La distribution Weibull décrivait le mieux les données (El-Shaarawi, 1999). Elle a la forme :

$$F(x) = 1 - Exp\{-[(x - x_0)/k]^m\}$$

pour laquelle x_0 est la concentration du contexte régional[7] qui est de 2,6 µg/m^3 (Linzon, 1999), et « m » et « k » sont des paramètres d'ajustement pour la forme et l'échelle, respectivement. CED (2000) fournit plus de renseignements sur les méthodes utilisées.

Le **Tableau 10** présente les concentrations moyennes du cycle végétatif. Le pourcentage des concentrations supérieures à la limite de détection (« détectées en % ») est également indiqué. Les concentrations en caractères gras sont supérieures à la valeur estimée sans effet observé (VESEO) (10 µg/m^3) et celles en caractères gras soulignés sont supérieures à la valeur critique de la toxicité (VCT) (20 µg/m^3) pour la végétation sensible. Ces effets sont traités dans la section 2.4.1.1.1. Les concentrations moyennes sur une heure sont présentées dans le **Tableau 11**. On indique dans ce tableau, le nombre de moyennes sur une heure qui s'insèrent dans les plages de concentrations définies mesurées pendant la période du cycle végétatif. Les intervalles de concentration présentés correspondent à la VESEO aiguë (440 µg/m^3) et à la VCT (880 µg/m^3) pour la végétation sensible (traitées dans la section 2.4.1.1.1). CED (2000) fournit une description plus détaillée de ces données et de leur interprétation.

Évaluation sur la santé : L'évaluation sur la santé a été établie à partir des données de toute l'année, plutôt que celles du cycle végétatif seulement. Le résumé des statistiques pour les moyennes sur 24 heures pour l'année la plus récente pour laquelle des données avaient été fournies sont résumées dans les tableaux 12 et 13 pour toutes les usines sauf pour la CCR de la Noranda qui n'a fourni aucune donnée. Pour chaque poste, les tableaux présentent la moyenne arithmétique et la concentration maximale d'anhydride sulfureux pour l'année la plus récente pour laquelle des données avaient été fournies, de même que l'identité, l'emplacement et le genre de poste (par exemple, résidentiel), ainsi que le nombre d'échantillons. Les tableaux présentent également pour chaque poste la fréquence des échantillons avec les concentrations dans les diverses plages correspondant aux 125 µg/m^3 des recommandations pour la qualité de l'air pour le SO_2 de l'Organisation mondiale de la santé. (OMS, 1987, 2000).

Les concentrations moyennes arithmétiques du **Tableau 12** ont été calculées en considérant qu'elles étaient la moitié de la limite de détection pour les échantillons qui ne contenaient pas de quantité détectable d'anhydride sulfureux. Mais cette hypothèse peut affecter considérablement les moyennes lorsque les limites de détection sont relativement élevées (comme c'est le cas pour Kidd Creek de la Falconbridge, HBM&S, Gaspé et Horne de la Noranda) et les concentrations ambiantes relativement

[7] Trois « genres » de niveaux de contexte (concentrations ambiantes ou taux de retombées) sont considérés en rapport avec les rejets atmosphériques dans la présente évaluation. « Contexte naturel » renvoie aux niveaux provenant seulement de sources naturelles. « Contexte régional » renvoie aux niveaux typiques des conditions sur une vaste région comme le Bouclier canadien. Celui-ci peut inclure certaines influences de sources anthropiques éloignées comme on le mentionne dans la section 2.3.1.2.2. « Contexte local » renvoie aux niveaux du voisinage immédiat des usines qui sont dus à toutes les autres sources que celles évaluées. Ces concentrations peuvent être influencées par des processus qui ne font pas l'objet de la présente évaluation, mais qui se déroulent près des usines de production du cuivre et du zinc ou à ces usines mêmes.

faibles. Les cas dont les valeurs moyennes sont affectées par cette hypothèse pour plus de 30 % sont indiqués dans les tableaux.

Près des usines qui comptent plusieurs postes de surveillance, la moyenne arithmétique 24 heures des concentrations de SO_2 augmente généralement en fonction de la proximité des usines. En outre, le niveau moyen d'anhydride sulfureux à presque tous les postes est élevé par rapport au niveau des endroits éloignés ou ruraux qu'on évalue à 5 $\mu g/m^3$ ou moins (FPACAQ, 1987; Linzon, 1999; OMS, 2000). Comme l'indique le Tableau, ces niveaux élevés dépassent aussi le niveau maximal acceptable (NMA) et le niveau maximal désirable (NMD) de 125 $\mu g/m^3$ des recommandations pour la qualité de l'air pour l'anhydride sulfureux de l'Organisation mondiale de la santé.

Attribution à la source : Le **Tableau 10** et le **Tableau 11** comportent une colonne intitulée « attribution à la source fondée sur les émissions ». Ces attributions sont fondées sur le pourcentage de la contribution de chaque opération aux émissions totales d'une installation. En liant l'attribution à la source aux valeurs détectées, on considère que la contribution de chaque source aux concentrations mesurées de SO_2 est proportionnelle à ses émissions. Pour les usines qui ne comptent qu'une fonderie et une affinerie de cuivre ou une usine d'élaboration du zinc, on peut attribuer 100 % des émissions de SO_2 à ces sources. Mais pour les usines combinées comme celles de Sudbury, de Kidd Creek ou de Trail, plusieurs exploitations différentes peuvent contribuer aux émissions totales de SO_2. Pour ces sources combinées, la pourcentage de la contribution de chaque exploitation étudiée à la totalité des émissions de l'installation a été estimée de la façon suivante :

- Les installations de l'Inco et de la Falconbridge sont toutes deux dans la région de Sudbury. Comme elles partagent un même bassin d'air, les résultats de la surveillance des niveaux de SO_2 ambiant sont influencés par la présence des deux installations. Celle de l'Inco comporte une fonderie de nickel/cuivre, une affinerie de cuivre et une affinerie de nickel, alors que celle de la Falconbridge-Sudbury ne compte qu'une seule fonderie de nickel/cuivre. L'attribution à la source a été faite au moyen d'un ensemble de données sur les émissions pour 1995, tirées de MacLatchy (1996) et d'une communication personnelle avec les exploitants de l'installation de l'Inco. Faute de données sur les émissions de l'affinerie de nickel de l'Inco, on a considéré que, comme celles de l'affinerie de cuivre de l'Inco, elles étaient négligeables. On n'a apporté aucun changement majeur de procédé à ces deux installations depuis 1995.

- L'installation de Kidd Creek de la Falconbridge comporte une fonderie de cuivre, une affinerie de cuivre, une usine d'élaboration du zinc et un concentrateur. L'attribution à la source a été faite à partir des données sur les émissions de 1995 fournies par la Falconbridge. On n'a apporté aucun changement majeur de procédé à cette installation depuis 1995.

- L'installation de Trail de la Cominco comporte une fonderie de plomb et une usine d'élaboration du zinc. La partie des émissions attribuable à l'usine d'élaboration du zinc est établie à partir des données sur les émissions de 1998 fournies par la Cominco (communication personnelle avec les exploitants de l'usine). Ces données révèlent les changements importants de procédé qui ont été apportés à cette installation en 1996.

- L'installation de la HBM&S à Flin Flon comporte une usine d'élaboration du zinc et une fonderie de cuivre. L'usine d'élaboration du zinc n'émet aucun SO_2 à cause du procédé utilisé. Toutes les émissions de SO_2 détectées sont donc attribuées à la fonderie de cuivre et c'est à ce titre qu'elle est présentée dans le **Tableau 10** et le **Tableau 11**.

Fait à remarquer, ces attributions ne tiennent aucun compte des contributions de fond (naturelles, régionales, locales) aux concentrations mesurées. Cette omission peut être importante pour certaines installations qui comportent de fortes sources d'émissions de SO_2 qui ne font pas l'objet de la présente évaluation (par exemple, l'usine de plomb de Trail de la Cominco). Les détails des calculs pour l'attribution à la source sont présentés dans CED (2000).

2.3.1.1.3 Retombées atmosphériques

Les retombées de sulfate dans les régions sensibles aux acides de l'est du Canada et les émissions de SO_2 des installations de cuivre et de zinc canadiennes qui leur sont associées font l'objet d'une brève présentation dans le présent document et d'une présentation plus détaillée dans SENES Consultants (1999a).

Plusieurs études ont tenté d'évaluer les effets à moyenne échelle des émissions de SO_2 relativement fortes de la fonderie de cuivre de l'Inco de Sudbury. Chan *et al.* (1984) ont analysé les concentrations de sulfure et de métaux traces choisis de l'air ambiant et des précipitations dans un rayon de 40 km de Sudbury pendant la période de la mi-1978 à la mi-1980. Les concentrations sous le vent de SO_4^{2-} dans les précipitations et de SO_2 dans l'air ambiant étaient beaucoup plus fortes que les concentrations contre le vent, jusqu'à un ordre de grandeur dans le cas du SO_2. Toutefois, on estime que les émissions de SO_2 de la fonderie de l'Inco est responsable de moins de 20 % des retombées humides de sulfure total pendant les précipitations dans un rayon de 40 km de Sudbury. En outre, on estime que le rapport retombées humides-retombées sèches est de 0,39, ce qui indique que l'ordre de grandeur des retombées sèches est le même que celui des retombées humides pendant les précipitations. Keller et Carbone (1997) ont étudié le changement des concentrations de sulfate dans les eaux des lacs pendant une période de 20 ans, du milieu des années 1970 au milieu des années 1990, par rapport aux réductions des niveaux d'émission de sulfure des fonderies de la région de Sudbury. L'étude révèle que bien que les concentrations globales de sulfate dans les lacs de la région de Sudbury aient été réduites de beaucoup à cause de la réduction des niveaux d'émission de sulfure de 1970 à nos jours, la relation entre les concentrations actuelles de sulfate et la distance des fonderies demeure très forte. Keller et Carbone ont conclu que l'estimation actuelle de la contribution de « Sudbury », passant de 50 % à 10 km à 30 % à 100 km de Sudbury, comporte sans doute une composante résiduelle importante provenant des retombées de sulfure historiques entreposées dans le bassin hydrographique. Cet effet résiduel constituera un facteur important du rythme de récupération des écosystèmes lacustres à la suite des baisses futures des émissions de SO_2. Bien que les programmes passés de réduction des émissions de SO_2 aient eu un effet positif sur les niveaux de sulfate des eaux des lacs, les niveaux résiduels de sulfure des retombées historiques pourraient ralentir le rythme de récupération même si d'autres programmes venaient réduire encore ces émissions.

L'évaluation des retombées acides à l'échelle régionale est établie au moyen de modèles informatiques parce que le SO_2 peut être transporté à de grandes distances de sa source. Il existe deux types de modèles de transport à grande distance : 1) les modèles dynamiques globaux qui intègrent les processus physiques et chimiques, modèles mieux adaptés aux études épisodiques à court terme et 2) les modèles semi-empiriques, informatiquement plus efficaces et moins coûteux, mieux adaptés à l'évaluation des effets à long terme des retombées.

Par la modélisation globale, on tente d'intégrer toutes les connaissances disponibles sur les processus des constituants. Compte tenu de la quantité de données ainsi que des ressources informatiques et humaines nécessaires à l'élaboration et à l'application de ce type de modèles, ils ne servent que de façon épisodique. Ils sont justement appropriés aux concentrations régionales de sulfate puisque celles-ci

ont des comportements épisodiques liés aux anticyclones stagnants. Cependant, les simulations de retombées épisodiques ne satisfont pas nécessairement toutes les spécifications de l'estimation des effets des émissions parce que ces dernières intéressent surtout les niveaux moyens de retombées annuelles. Plusieurs calculs d'agrégation sont ensuite utilisés pour déterminer le taux des retombées annuelles totales et, ainsi, l'effet cumulatif des événements de retombées acides de l'année.

Pour éviter le recours aux modèles globaux, on peut appliquer des techniques semi-empiriques pour décrire l'oxydation, le transport et les processus de retombées. Pour les méthodes semi-empiriques, on considère qu'on ne doit tenir compte que de l'effet net des processus individuels pour obtenir un modèle du processus global. Ces méthodes consistent en équations simplifiées qui décrivent les interactions entre les processus simplifiés.

Le recours aux relations source-récepteur est un exemple d'une technique semi-empirique pour le calcul des retombées acides en Amérique du Nord. Le modèle source-récepteur est une méthode simplifiée pour mettre les changements des concentrations ambiantes ou retombées de polluants en relation avec les changements des émissions. Ces modèles sont établis à l'aide de « matrices de passage » qui reposent sur l'hypothèse que la concentration totale ou la retombée d'un polluant d'un poste récepteur est la somme des contributions partielles, chacune étant proportionnelle aux émissions d'une source ou d'un groupe de sources d'une région. La matrice de passage est donc une expression mathématique du lien atmosphérique entre le modèle de transport atmosphérique à grande distance et de transformation chimique, le niveau de concentration ambiante ou de retombée, et les émissions d'un groupe de sources ou de régions sources précises. Bien que les matrices de passage puissent être élaborées au moyen de techniques de modélisation globale pour établir les relations source-récepteur, dans les applications qui en sont faites on considère que les relations demeurent stables de sorte qu'il n'est pas nécessaire de recourir aux modèles globaux pour chaque analyse.

Deux modèles de ce type ont servi à l'évaluation des émissions de SO_2 des usines de production de cuivre et de zinc du Canada pour le présent rapport. Le premier est le modèle intégré d'évaluation (MIE) élaboré pour aider à l'évaluation des effets écologiques de sites récepteurs choisis dans l'est de l'Amérique du Nord à la suite des changements des émissions de SO_2 sur le continent (Environnement Canada, 1997c). Le MIE est un ensemble de modèles conçus pour étudier l'ensemble complet du système de retombées acides — des émissions de précurseurs acides jusqu'aux effets sur les eaux, les forêts, l'agriculture, la visibilité, la faune, les matières et la santé. Pour le moment, le modèle peut servir à effectuer des calculs rapides sur les effets des changements des émissions de SO_2 régionales sur les retombées humides de sulfate à un nombre limité de sites récepteurs choisis. Les émissions de SO_2 sont regroupées en un total de 40 régions sources : 15 au Canada et 25 aux États-Unis. On a recours à la matrice de passage du module source-récepteur du MIE pour évaluer la moyenne annuelle des retombées humides de sulfate total à 15 sites récepteurs dans l'est de l'Amérique du Nord.

Le deuxième modèle utilisé a recours aux matrices source-récepteur élaborées en 1996 par SENES Consultants Limited à partir du modèle MESOPUFF II. Le modèle MESOPUFF II a servi à élaborer une unité de matrices de passage source-récepteur pour 375 sources ponctuelles d'émissions de SO_2 dans l'est de l'Amérique du Nord dont 248 récepteurs ponctuels sont en Ontario, au Québec et dans les provinces Maritimes. (SENES Consultants, 1996a). Ces matrices de passage ont été créées pour appuyer le projet « *SO_2 Emission Abatement Strategies and Economic Instruments* » d'Environnement Canada.

Les relations source-récepteur du modèle MIE sont établies à partir des analyses plus détaillées de la modélisation du transport à grande distance faites au moyen du modèle de transport à grande distance SEA (Olson *et al.*, 1983). Par conséquent, aux fins de la présente analyse, ils est raisonnable de penser

que le modèle MIE est fondé sur une modélisation de la transformation et du transport plus fiable et que ses résultats offrent une prévision plus précise des taux de retombées humides de sulfate à comparer aux charges critiques, que les résultats tirés du modèle MESOPUFF II. C'est pour cette raison qu'on utilisera les résultats du MIE pour le reste de l'évaluation. On trouvera dans SENES Consultants (1999a) une comparaison des résultats obtenus à l'aide du MIE et du modèle MESOPUFF II, ainsi qu'une analyse de leurs mérites relatifs.

La contribution des émissions de SO_2 provenant des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration de zinc du Canada aux retombées humides de sulfate dans l'est du Canada a été calculée à partir des niveaux d'émission du **Tableau 3**. L'analyse a été effectuée dans des groupes de lacs (Algoma, Sudbury, Montmorency et Kejimkujik) conformément à d'autres évaluations de l'effet des contrôles de SO_2 sur les retombées de sulfate achevées récemment (Environnement Canada, 1997c, d; Jeffries *et al.*, 1998; Lam *et al.*, 1998). Les contributions proportionnelles des émissions[8] de chaque installation aux retombées humides de sulfate dans les quatre groupes de lacs ont été évaluées au moyen d'une matrice source-récepteur MIE. Toutefois, comme le modèle MIE ne compte aucun récepteur à Sudbury, on a ajouté le récepteur MIE le plus près (Muskoka). Le **Tableau 13** présente le résumé de ces résultats.

On estime que les fonderies de cuivre produisent 95 % à 97,5 % des retombées humides de sulfate de ces sites provenant des usines de production de cuivre et de zinc du Canada, ce qui s'apparente à leur part dominante des émissions de SO_2 totales provenant des installations de cuivre et de zinc comme groupe source. Dans la perspective de la contribution de chacune des installations, les retombées humides de sulfate de ce secteur industriel sont dominées par les émissions de SO_2 provenant de trois fonderies de cuivre : la fonderie Copper Cliff de l'Inco à Sudbury, la fonderie de cuivre HBM&S de Flin Flon et la fonderies de cuivre Noranda-Horne. On estime que ces trois fonderies sont collectivement responsables des portions suivantes de retombées humides de sulfate (par rapport aux émissions de SO_2 de toutes les usines de production de cuivre et de zinc au Canada) :

- 85 % à Algoma, Ontario,
- 87 % à Montmorency, Québec et
- 76 % à Kejimkujik, Nouvelle-Écosse.

Plus à l'est, l'importance des émissions provenant de la fonderie de Flin Flon diminue et celle des fonderies de cuivre de la Falconbridge près de Sudbury et de la Noranda-Gaspé augmente. Cette dernière fonderie produit environ 14 % des retombées humides de sulfate de ce secteur industriel à Kejimkujik, alors que la fonderie de la Falconbridge produit 7 % à 8 % des retombées humides de sulfate totales des usines de production de cuivre et de zinc. Le niveau des retombées à Sudbury n'a pas été calculé faute d'un récepteur acceptable pour le modèle MIE.

L'analyse indique que les émissions de SO_2 qui provenaient des usines de production de cuivre et de zinc (des fonderies de cuivre en particulier) en 1995 constituaient une source importante de sulfate humide par rapport aux autres sources canadiennes d'émissions de SO_2. À Algoma et Montmorency, la contribution de ce secteur industriel de 0,572 kg/ha/a et de 1,61 kg/ha/a respectivement, au taux des émissions de 1995, représentent environ 30 % des retombées humides de sulfate moyennes provenant de toutes les sources canadiennes pour la période de 1990 à 1993. Toutefois, par rapport à toutes les sources

[8] À remarquer que bien que les relations source-récepteur du MIE soient fondées sur des régions sources étendues, les relations utilisées dans la présente évaluation rendent compte de la contribution partielle ou marginale des installations à l'étude.

d'émissions de SO_2 en Amérique du Nord, l'importance relative des retombées humides de sulfate provenant des usines de production de cuivre et de zinc canadiennes est de beaucoup inférieure. Au taux des émissions de 1995, on estime que ces installations comme groupe source produisent 3 % des retombées humides de sulfate de sources anthropiques à Algoma, 8 % à Montmorency et 2 % à Kejimkujik. Bien que les sources de l'est du Canada ne produisent que 14 % des émissions de SO_2 totales dans l'est de l'Amérique du Nord, l'est du Canada n'en reçoit pas moins 41 % des retombées de sulfate humides totales (Environnement Canada, 1997c). La modélisation du transport à grande distance et les données de surveillance suggèrent que les sources américaines produisent près de 90 % à 95 % des retombées de sulfate dans les parties de l'extrême sud de l'Ontario, la proportion attribuable à ces sources diminuant à mesure qu'on s'éloigne de la frontière (Groupe de travail sur les émissions acidifiantes, 1997). Par conséquent, bien que les usines de production de cuivre et de zinc constituent une source importante de retombées de sulfate de sources canadiennes, leur contribution aux retombées acides de toutes les sources nord-américaines est considérablement plus faible. En outre, bien que la contribution des grosses fonderies de cuivre, comme celles de Sudbury, aux retombées de sulfate totales soit beaucoup plus élevée dans un rayon de 100 km de l'installation (Keller et Carbone, 1997), le pourcentage de la contribution de ces installations, tant individuellement que collectivement, est beaucoup plus faible à l'échelle de la région de l'est du Canada.

Il vaut la peine de comparer les concentrations des retombées estimées au moyen du MIE (**Tableau 13**) avec celles de la méthode empirique. Les taux de retombées humides établis selon la quantité de sulfate mesurée dans des échantillons prélevés par le Ministère de l'environnement de l'Ontario (MEO) sont présentées dans le **Tableau 14**. Le taux de retombées humides de sulfate de 22,9 kg/ha/a établi pour Muskoka au moyen du MIE s'apparente bien aux données empiriques des retombées de sulfate pour les années 1990 à 1993 aux trois postes situés près de Muskoka (étendue de la moyenne des postes — 16,4–19,5 kg/ha/a). Le taux de 17,5 kg/ha/a du MIE pour Algoma s'apparente aussi très bien au taux moyen de 24,1 kg/ha/a mesuré au poste de Turkey Lake situé dans la région d'Algoma. On doit souligner le fait que ces résultats de surveillance représentent les retombées à un seul endroit alors que le MIE évalue les retombées moyennes sur des régions relativement étendues au sein desquelles les variations locales peuvent être considérables. Le **Tableau 14** donne aussi les taux de retombées de sulfate pour 1995, l'année sur laquelle sont fondés les taux de retombées marginales de sulfate.

2.3.1.2 Métaux

2.3.1.2.1 Devenir dans l'atmosphère

Les métaux provenant des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration de zinc sont généralement rejetés dans l'atmosphère sous forme de particules. On peut diviser les rejets en ceux provenant de sources fugitives ou des cheminées basses et ceux provenant des cheminées hautes.

Pour ce qui est des rejets provenant des cheminées, les particules fugitives sont assez grossières et retombent généralement près du point d'origine. On s'attend à ce que la forme chimique des particules retombées soit très semblable à celle des matériaux sources à cause du bref temps de transport.

Le devenir des substances provenant des rejets de cheminées dépend de leur nature chimique et physique et de divers facteurs liés au site, notamment la hauteur de la cheminée, la vitesse des rejets, la topographie de surface et les conditions météorologiques locales, comme la vitesse et la direction du vent et la fréquence des précipitations. Les métaux associés aux particules fines en suspension peuvent être transportés sur des distances relativement grandes avant de retomber.

Bien que les données de tests récents effectués sur les émissions des cheminées de l'installation de l'Inco (Burnett, 1998) montrent qu'environ 80 % de ces émisions (quant à la masse) étaient des MP fines (<3 µm), les résultats d'études antérieures sur le panache de fumée de la Falconbridge et de l'Inco de Sudbury, effectuées par Chan et Lusis (1986) et Chan *et al.* (1983), suggèrent que les métaux comme le Cu et le Ni se présentent surtout en particules grossières (c.-à-d. de 2,5 µm ou plus) ayant un diamètre médian massique supérieur à 9 µm. Par ailleurs, ces auteurs rapportent que d'autres métaux traces comme le Pb, le Zn et l'As se présentaient le plus souvent (mais pas toujours) sous forme de fines particules (de moins de 2,5 µm) et avaient un diamètre médian massique de près de 1µm. Les résultats pour le Cd (et le Cr) variaient d'un échantillon à l'autre, mais le Cd était plus susceptible de se présenter sous forme de particules fines. Les courbes de distribution cumulée des particules de Cu grossières indiquent qu'environ 60 % à 95 % ou plus du Cu se présentait sous forme de particules de plus de 2,5 µm. Les résultats des courbes de distribution cumulée pour d'autres métaux traces n'ont pas été rapportés. On ignore dans quelle mesure les résultats de ces études antérieures reflètent les conditions actuelles.

On n'a trouvé aucune donnée sur la spéciation ou la biodisponibilité des métaux dans l'atmosphère canadien contaminé par les émissions des fonderies ou des affineries. Le peu de données provenant de fonderies et d'affineries de Cu et de Zn d'autres pays indiquent que la plupart des métaux sont rejetés sous forme de particules d'oxydes, et de sulfides et de sulfates, ou les deux (Eatough *et al.*, 1979; Harrison et Williams, 1983, Whytes *et al.*, 1984). Dans l'atmosphère, les oxydes peuvent réagir avec le H_2SO_4 pour former des sulfates plus solubles (Franzin et al., 1979; Zwozdziak et Zwozdziak, 1986). On s'attend à ce que les substances sulfatées soient relativement biodisponibles, justement à cause de leur solubilité.

Comme on le verra plus loin de façon plus détaillée, les métaux retombent de l'atmosphère selon des processus de retombées humides et sèches. Ils peuvent donc s'accumuler dans divers médias, dont les sols de surface, les eaux lacustres et les sédiments. Les concentrations des métaux déposés dans ces médias diminuent généralement de façon exponentielle à la distance de la source. On rapporte que le rayon d'enrichissement local provenant des rejets passés des fonderies et affineries canadiennes – par rapport aux concentrations de fond – varie de quelques dizaines de kilomètres à plus de 100 km, selon le site, le média et le métal à l'étude (John *et al.*, 1976; Glooschenko *et al.*, 1986; Zoltai, 1988; Dumontet *et al.*, 1990).

2.3.1.2.2 Retombées de l'atmosphère — empirique

Voici une brève description des données de surveillance utilisées pour estimer les retombées annuelles de métal soluble. Suivent des descriptions des méthodes utilisées pour estimer les attributions à la source, les fractions solubles dans l'eau des métaux retombés et les retombées de fond régionales de métal. CED (2000) présente des notes plus détaillées sur le traitement des données.

Retombées de poussières : La surveillance des retombées de poussières comporte l'exposition d'un bac ouvert contenant un média de collecte à l'air ambiant pour une période de temps donnée. Le média de collecte est souvent de l'eau mais peut être un autre liquide (un mélange alcool/eau, par exemple) pendant les mois d'hiver. Le temps d'exposition est généralement de 28 à 30 jours. On analyse ensuite le contenu en métal total du matériel recueilli.

Les bacs à retombées de poussières servent à mesurer les retombées totales puisqu'on y recueille tant les retombées lors des précipitations (retombées humides) que les particules entraînées par la force de la gravité (retombées sèches). Toutefois, l'efficacité de ces collectes pour les particules d'un micron ou moins est limitée et les résultats de la surveillance des retombées de poussières peuvent porter à sous-

estimer quelque peu les retombées totales. Ce genre de collecte est habituellement faite près des installations, là où la plus grande partie des retombées est constituée de retombées par gravité de particules grossières déposées par gravité.

Toutes les données de surveillance des retombées de poussières sont présentées sous forme de taux de retombées totales (masse/région/temps). La surveillance étant habituellement continue, les résultats des échantillons de poussières d'un même poste peuvent être additionnés sur une période d'un an. Les taux de retombées solubles sont alors calculés avec les fractions appropriées pour la solubilité des métaux.

Les résultats de la surveillance des retombées de poussières sont présentés dans le **Tableau 15**. On note généralement que les taux annuels de retombées diminuent avec la distance aux installations. On peut remarquer les taux élevés des retombées de Cu, de Zn et de Pb en particulier. Aucun échantillonnage des retombées de Ni n'a été effectué près des installations. Les concentrations en caractères gras sont supérieures à la charge critique 25 % et celles en caractères gras soulignés sont supérieures à la charge critique 50 %. Ces concentrations seuil produisant un effet seront analysées à la section 2.4.1.1.3.

Retombées sèches des particules en suspension totales (PST). La surveillance des PST comporte la collecte de MP par filtrage de l'air ambiant. On effectue dette tâche au moyen d'échantilloneurs d'air à haut volume qui servent à filtrer l'air à des taux de 1 000 à 1 500 L/min. L'échantillonnage dure habituellement 24 heures et est effectué une ou deux fois par semaine. On analyse ensuite le contenu métallique total des filtres, ce qui permet de déterminer la concentration de métaux dans l'air. Le MEO utilise la surveillance constante d'échantillons d'air à faible volume. L'air passe continuellement à travers les filtres à un taux d'environ 2L/min et ceux-ci sont changés tous les 28 jours.

On appelle « retombées sèches » les matières particulaires qui se posent par gravité sur le sol ou sur les eaux. Le calcul des taux de retombées sèches à partir de la mesure des concentrations de PST dans l'air requiert l'application d'une vitesse de dépôt qui décrit la vitesse de descente d'une particule de grosseur « typique ». On a eu recours à une vitesse de 0,2 cm/s aux fins de la présente étude. C'est la vitesse qui a servi au Réseau de mesure des dépôts atmosphériques (RMDA) pour établir le taux des retombées sèches sur les Grands Lacs dont on trouvera une explication dans Hoff *et al.* (1996). Hoff *et al.* ont signalé que la vitesse de dépôt est fonction du format de la particule, de la croissance hygroscopique de l'aérosol, de la vitesse du vent et de l'humidité. En particulier, la vitesse de dépôt effective de 0,2 cm/s est dérivée d'un rapport de masse de 1,5:1 petite particule à grosse particule, pour des particules « petites » et « grosses » ayant un diamètre d'environ 0,5 µm et 5 µm, respectivement.

Des données sur la grosseur des particules dans la cheminée provenant de la cheminée principale de l'Inco à Sudbury (Burnett, 1998) indiquent qu'environ 15 % (quant à la masse) des MP étaient de moins de 1 µm, 65 %, de 1 à 3 µm et les 20 % restant étaient de plus de 3 µm. Cela concorde assez avec les rapports de masse retenus pour le calcul de la vitesse de dépôt utilisés dans la présente étude. Cependant, cela ne tient pas compte des particules provenant de sources fugitives qui ont tendance à être plus grosses et à se poser plus rapidement. La valeur de 0,2 cm/s a été calculée pour de grandes régions (les Grands Lacs) situées à une certaine distance des sources d'émission et son application peut sous-estimer de façon significative l'importance des retombées sèches près des sources d'émission, des sources fugitives en particulier.

Une fois le taux de retombées sèches estimé, on peut l'additionner avec le taux de retombées humides mesuré séparément afin d'obtenir un taux de retombées totales. Toutefois, les données sur les retombées humides sont rarement disponibles. Dans ce cas, on peut estimer les retombées totales en

appliquant aux retombées sèches un facteur qui soit représentatif du rapport retombées « typiques » totales:retombées sèches. On a utilisé deux démarches pour estimer ce que devait être ce facteur.

La première démarche était fondée sur les données des postes de surveillance du MEO qui disposent de détecteurs de retombées humides seulement (décrits plus bas) et de détecteurs de PST. À partir de ces données, on a calculé les pourcentages de retombées totales (somme des retombées sèches et humides) dues aux retombées sèches présentés dans le **Tableau 16** pour chaque métal. Les résultats présentés sont établis à partir des taux moyens annuels de retombées calculés sur plusieurs années de données pour sept postes situés en deçà de 100 km des usines de production de cuivre ou de zinc. On voit d'après ces résultats que les retombées sèches représentent habituellement 20 % à 25 % des retombées totales aux postes situés en deçà de 100 km des sources. La plupart des postes de surveillance sont situés à quelques kilomètres au moins des installations. Par conséquent, la proportion de particules grossières provenant de sources fugitives sera vraisemblablement faible. On pense donc que ces pourcentages sont assez précis pour les retombées se produisant à une certaine distance des sources d'émissions.

La deuxième démarche était fondée sur des données des postes des compagnies qui disposaient de bacs à PST et de bacs à retombées de poussières. Pour ces postes, le pourcentage de retombées sèches calculé en divisant les retombées sèches, calculées à partir des PST, par les retombées totales, établies à partir des retombées de poussières. Ces résultats sont également présentés dans le **Tableau 16** pour les sept postes disposant des deux types de surveillance (cinq postes de la Cominco, un poste de la CEZinc, un poste de la Noranda-Gaspé). La plupart de ces postes sont situés près des sources. Six des sept postes considérés sont situés entre 0,8 et 4,3 km des fonderies, le septième à 10,5 km de la source. En général, les pourcentages obtenus au moyen de cette démarche sont un peu inférieurs à ceux estimés à partir des données du MEO (voir **Tableau 16**), le pourcentage moyen des retombées sèches étant de 14 %.

Il est probable que les deux démarches sous-estiment la contribution des retombées sèches aux retombées totales près des sources d'émission. La première démarche était fondée sur les retombées plus éloignées des sources, là où les particules plus grossières ne représentent qu'une faible partie des PST. Quant à la deuxième, la vitesse de dépôt de 0,2 cm/s est trop faible pour rendre compte des particules grossières qui représentent une partie importante des PST près des sources.

Après analyse de ces données, un facteur (rapport retombées totales:retombées sèches) de 4, établi à l'aide de la première démarche, a été appliqué afin d'estimer les retombées totales à partir des retombées sèches, ce qui correspond à une portion de 25 % de retombées sèches. L'estimation de la proportion de retombées sèches au moyen de la deuxième démarche s'étend de 6 % à 27 %, soit un facteur de 4 à 17. On n'a pas utilisé ce facteur puisqu'il a été établi à partir d'un nombre restreint d'échantillons et présente des variations trop fortes. On a donc établi que le rapport retombées totales:retombées sèches de 4 choisi est le facteur le plus faible pouvant être appliqué aux retombées sèches afin de les estimer, et qu'il est très probable que ce facteur sous-estimera les retombées totales les plus proches des sources.

Le **Tableau 17** présente les taux de retombées calculés à partir des données de surveillance des PST. Tous ces contrôles étaient périodiques, sauf ceux des postes du MEO (Inco-Sudbury). La moyenne de toutes les concentrations de métal mesurées dans l'air sur une période d'un an a été convertie en taux de retombée avec une vitesse de dépôt de 0,2 cm/s. On a ensuite calculé le taux de retombées sèches solubles au moyen de la fraction appropriée à la solubilité du métal. On a enfin appliqué le facteur 4 pour obtenir un estimation des retombées solubles totales, présentée sous la colonne « est. totales » du **Tableau 17**.

Comme pour les résultats des retombées de poussières du **Tableau 15**, on remarque que les taux de retombées calculés à partir des PST (**Tableau 17**) ont la même tendance à diminuer en fonction de la distance à l'installation et qu'ils sont élevés pour le Cu, le Zn et le Pb, en particulier. On remarque aussi que la comparaison des valeurs des deux tableaux à la même distance des sources révèle que les taux de retombées estimés à partir des données des PST sont presque toujours plus faibles que ceux mesurés au moyen des échantillons de retombées de poussières.

Retombées humides + retombées sèches : Outre les PST, à partir desquelles on peut estimer les retombées sèches, le MEO et le programme RMDA surveillent les retombées « humides seulement ». Les détecteurs humides seulement collectent les retombées dans des bacs munis de couvercles. L'appareil est muni de détecteurs qui mesurent l'humidité et activent un mécanisme d'ouverture du couvercle lorsqu'il pleut ou qu'il neige. Le détecteur est chauffé pour éviter que le couvercle ne reste ouvert après la fin de la précipitation.

La surveillance des retombées humides est continue. On a additionné toutes les données obtenues sur une période d'un an et les totaux ont été normalisés sur une année complète pour rendre compte de toute donnée manquante. Ces valeurs ont ensuite été converties en taux de retombées annuelles ($mg/m^2/a$), additionnées aux taux de retombées sèches pour l'année correspondante et converties en taux de retombées solubles totales annuelles par l'application du facteur de solubilité approprié à chaque métal.

Le **Tableau 18** présente les données du MEO en sommes de retombées humides et sèches pour la région de Sudbury. On n'a utilisé les données du RMDA que pour le calcul des retombées de fond de métal de la région (qui seront traitées plus bas).

Manteau de neige : La Commission géologique du Canada (CGC) a effectué la surveillance des métaux dans les échantillons du manteau de neige près de la fonderie Horne de la Noranda pendant l'hiver 1997-1998. Des échantillons de neige ont été collectés sur une période de trois jours à 82 endroits, la plupart à des intervalles de 3 km sur trois transects, s'étendant jusqu'à 50 km au sud, au nord-est et au nord-ouest de la fonderie. On a laissé les échantillons fondre à basse température (4 °C), puis on les a filtrés à l'aide de membranes de 0,45 µm, séparant ainsi les fractions dissoutes et particulaires. Le contenu métallique de chaque fraction a été analysé ce qui a permis d'établir les taux de retombées. Kliza *et al.* (2000) présentent une description détaillée de la collecte et de l'analyse des échantillons.

À remarquer qu'il est probable que la méthode de traitement des échantillons du manteau de neige (filtration à 4 °C peu de temps après la fonte) a produit des concentrations « dissoutes » et, donc, des estimations des retombées solubles inférieures à celles qui auraient été établies après une période de temps plus longue, à des températures supérieures.

Le rapport entre les retombées dissoutes et la distance à l'installation pour chaque métal a été caractérisée par la CGC (communication personnelle, Graeme Bonham-Carter) en ajustant une courbe exponentielle aux données empiriques. Le **Tableau 18** présente les résultats de la fraction « dissoute » établie par cette étude. Tous les résultats sont établis à partir de la courbe ajustée. Les taux de retombées ont été calculés à chacun des rayons choisi arbitrairement. Les taux de retombées dissoutes établis par ces équations ont été convertis de ng/cm^2/hiver (l'unité de retombées utilisée par Kliza *et al.*, 2000) en $mg/m^2/a$, étant donné que le manteau de neige représente les retombées sur une période de trois mois de l'année.

Fiabilité relative des données empiriques sur les retombées : On sait que les estimations des retombées totales fondées en tout ou en partie sur les données des PST comportent une grande incertitude, quant à la vitesse de dépôt établie et à la fraction des retombées totales dues aux retombées sèches. On sait que ces facteurs peuvent tous deux varier considérablement près des sources des émissions. La comparaison des retombées annuelles estimées fondées sur les données des PST avec les retombées annuelles estimées fondées sur les données plus fiables des échantillons de retombées de poussières indiquent que les estimations fondées sur les PST sont généralement trop faibles par un facteur de 2 à 5. Il y a aussi des incertitudes liées aux autres méthodes. Par exemple, on sait que les détecteurs de retombées de poussières sous-estiment légèrement les retombées à cause de leur manque d'efficacité de collecte des particules très fines. Dans les estimations de retombées annuelles calculées à partir des données de surveillance du manteau de neige, on considère que les retombées hivernales sont représentatives de toute l'année et que les échantillons prélevés contiennent le quart des retombées annuelles. Une fois ces conditions établies, la fiabilité des estimations de retombées totales considérées dans le présent rapport se présente sans doute dans l'ordre : retombées de poussières ≥ manteau de neige ≥ sèches + humides ≥ PST.

Attribution à la source : Les sections « Sources combinées » du **Tableau** 15, du **Tableau** 17 et du **Tableau** 18 présentent des renseignements sur l'attribution à la source. L'attribution à la source est le pourcentage de la contribution de chaque usine aux rejets totaux provenant de l'installation. On l'utilise pour estimer quelle part des concentrations de métaux dans l'air ambiant ou dans les retombées est attribuable à chaque source de rejets. On a établi l'attribution à la source des rejets métalliques des installations combinées de la façon suivante :

- L'installation HBM&S de Flin Flon compte une usine d'élaboration du zinc et une fonderie de cuivre. Les rejets métalliques provenant de l'usine d'élaboration du zinc sont négligeables à cause du procédé de lixiviation sous pression qu'on y utilise.

- L'installation à Trail de la Cominco compte une fonderie de plomb et une usine d'élaboration du zinc. L'attribution a été établie à partir des données sur les rejets de 1998 fournies par la Cominco (communication personnelle avec les exploitants de l'installation). Ces données reflètent les changements importants apportés aux procédés utilisés à l'installation en 1997.

- L'installation de l'Inco à Sudbury compte une fonderie de nickel/cuivre, une fonderie de cuivre et une fonderie de nickel. L'attribution à la source a été établie à l'aide des données sur les rejets de l'INRP (1995, 1996) pour 1995 et 1996. Aucun changement majeur n'a été apporté aux procédé de cette installation depuis 1995 et les écarts de répartition calculés pour 1995 et 1996 reflètent la variabilité normale d'une année sur l'autre. On a utilisé la moyenne de ces deux années.

- La région de Sudbury abrite l'installation de l'Inco décrite plus haut ainsi que l'installation de la Falconbridge. Comme ces deux installations partagent un même bassin d'air, les résultats de la surveillance dans cette région reflètent la présence des deux. L'attribution a été établie de la même façon que pour l'installation de l'Inco, mais en y incluant les rejets de la fonderie de nickel/cuivre de la Falconbridge.

- L'installation de Kidd Creek de la Falconbridge compte une fonderie de cuivre, une affinerie de cuivre, une usine d'élaboration du zinc et un concentrateur. L'attribution à la source a été établie selon les données sur les rejets de 1995 fournies par les exploitants de l'installation de la Falconbridge. Aucun changement majeur n'a été apporté aux procédés de cette installation depuis 1995. Les rejets liés à l'entreposage et à la manipulation sont distribués également entre la fonderie de cuivre et l'usine d'élaboration du zinc. Les rejets d'arsenic sous forme d'arsine ont été intégrés aux calculs.

Fait à remarquer, ces attributions ne tiennent aucun compte des contributions de fond (naturelles, régionales, locales) aux concentrations mesurées. Cette omission peut être importante pour certaines installations qui comportent de fortes sources d'émissions de SO_2 qui ne font pas l'objet de la présente évaluation (par exemple, les matières éoliennes provenant des résidus de traitement découverts). Les détails des calculs pour l'attribution à la source sont présentés dans CED (2000).

Estimation de la fraction soluble : L'exposition environnementale de la présente évaluation traite des métaux biodisponibles qui se sont déposés sur le sol ou sur les eaux de surface sous forme de particules ou dissoute. On a considéré que la partie biodisponible du métal est l'ion métallique libre, portion qui peut être estimée à partir de la fraction soluble dans l'eau du métal déposé[9]. Comme les méthodes de surveillance ne fournissent en général de données que sur les retombées totales, on doit trouver un moyen d'évaluer sa fraction soluble. On a trouvé un petit nombre de sources de données qui permettent le calcul de la fraction soluble dans l'eau des métaux déposés. Chacune de ces sources est décrite plus bas et les résultats sont résumés dans le **Tableau 19**.

Le *Ministry of Environement* de la C.-B. effectue depuis 1971 la surveillance mensuelle des retombées de poussières au Parc Butler situé à 1,3 km à l'est de l'installation de Trail de la Cominco. Cette surveillance comporte la filtration des échantillons au moyen d'un filtre à membrane de 0,45 µm, et l'analyse de la fraction dissoute et de la fraction solide. La fraction soluble dans l'eau a été calculée à partir des données des années 1989 à 1997.

Lorsque le MEO analyse les échantillons de PST, il extrait les filtres de collecte d'abord avec de l'eau, ensuite avec de l'acide. On analyse ensuite les concentrations de métaux des deux fractions. Le MEO a fourni des données sur 141 échantillons collectés à 20 postes en Ontario en 1995 et 1996. On a considéré les échantillons collectés aux postes à moins de 100 km de Sudbury comme « champ proche » et ceux situés à plus de 100 km, comme concentration de fond régionale pour le Bouclier canadien[10].

Pendant l'hiver de 1997-98, la CGC a collecté des échantillons du manteau de neige de 82 postes à moins de 50 km de la fonderie Horne de la Noranda. Une fois les échantillons fondus, on les a filtrés avec des filtres de 0,45 µm, puis chaque fraction a fait l'objet d'une analyse des métaux totaux. Il faut souligner encore une fois que la méthode utilisée peut légèrement sous-estimer la fraction soluble parce que les échantillons ont été filtrés avant que l'équilibre de dissolution ne soit atteint.

Les concentrations de Trail, présentées dans le **Tableau 19**, ont servi à calculer la fraction soluble des retombées totales de l'installation de la Cominco. Les concentrations données pour Sudbury ont été appliquées à l'Inco et à la Falconbridge de Sudbury. Celles de Rouyn-Noranda ont été appliquées à l'installation de Horne. Faute de données spécifiques d'autres fonderies, la moyenne des concentrations de Trail, de Sudbury et de Rouyn-Noranda a été appliquée à toutes les autres installations. Les concentrations de fond régionales n'ont servi que dans les modèles de retombées (voir section 2.3.2.1.2.3). Il vaut la peine de noter la cohérence des coefficients de solubilité de toutes les installations présentées dans le **Tableau 19**.

---

[9] La section 2.4.1.1.3 traite de l'estimation des concentrations d'ions métalliques libres dans les concentrations de métal solubles.

[10] On explique le choix du Bouclier canadien comme région générique aux fins de la présente étude dans la section 2.4.1.

Estimation des retombées de fond régionales : Le **Table 20** résume les données utilisées pour estimer les retombées de fond régionales du Bouclier canadien. Le terme de « retombées de fond régionales », au sens où l'entend le présent rapport, signifie le taux des retombées auxquelles on doit s'attendre dans une région qui n'est pas sous l'influence locale d'une fonderie ou affinerie de cuivre ou d'une usine d'élaboration du zinc. Ces concentrations peuvent toutefois contenir des retombées provenant d'autres sources anthropiques. En fait, les données utilisées pour estimer les retombées de fond régionales pour la présente évaluation proviennent de la surveillance de régions relativement éloignées et de régions influencées par d'autres sources industrielles éloignées.

Toutes les données utilisées pour estimer les retombées de fond régionales ont été établies par la somme des retombées sèches, calculées à partir de la surveillance des PST, et des retombées humides, mesurées directement. Le traitement de ce genre de données a été expliqué plus haut dans la présente section. Le MEO a fourni les données de six des sites considérés. Les données collectées par le Réseau de mesures des dépôts atmosphériques (RMDA, 1997) ont également servi à estimer le taux des retombées de fond régionales. Le RMDA a estimé des moyennes spatiales des retombées pour toute la région de chacun des Grands Lacs à partir de plusieurs postes de surveillance dispersés autour des lacs. Le poste de Burnt Island du RMDA a également été choisi sur son propre mérite à cause de sa position : contre le vent de Sudbury. Les moyennes des retombées de fond régionales ont été ajustées en fonction de la solubilité au moyen de la fraction de métal soluble des concentrations de fond régionales présentées dans le **Tableau 19**. Les valeurs moyennes des taux de retombées de fond régionales de métal soluble ont servi à la modélisation de la dispersion (Secion 2.3.1.2.3) et de repères pour les données sur les retombées empiriques.

2.3.1.2.3 Retombées de l'atmosphère — modélisation

On a aussi utilisé un modèle de dispersion pour estimer les taux de retombées de métal près des installations « génériques » afin d'apporter un complément aux données empiriques. SENES Consultants (2000) décrit en détails la méthode utilisée pour estimer les taux de retombées. En voici le résumé.

Chaque fonderie et affinerie de cuivre et chaque usine d'élaboration du zinc est unique : par les matériaux bruts traités et la méthode de traitement, par le genre d'appareils de contrôle utilisés pour limiter les émissions de polluants atmosphériques (et, donc, la quantité de polluants rejetés), par le nombre et le type de cheminées responsables des rejets et par la position géographique de chaque installation (qui détermine la dispersion météorologique). Par conséquent, en un sens, on peut considérer chaque installation comme une opération unique dont les effets sur l'environnement sont différents de ceux d'une installation semblable ailleurs. Par contre, ces installations font aussi partie d'un ensemble d'exploitations industrielles dont les rejets d'éléments traces s'inscrivent dans une plage de taux de rejets assez bien connus et dont on connaît aussi assez bien la hauteur des cheminées, leur diamètre, ainsi que la température et la vitesse des gaz de fumées. À partir de la connaissance qu'on a des taux de rejets et des caractéristiques de fonctionnement, il est donc possible d'établir les limites, inférieure et supérieure, des effets de ces rejets sur la qualité de l'air. En outre, en assignant une densité de probabilité à des variables qui diffèrent d'une installation à l'autre, il est possible d'établir statistiquement la probabilité qu'un taux de retombées se produise pour la plage donnée des variables de rejets.

Dans la présente analyse, les différences de taux de rejets et les caractéristiques des sources de rejets ont été traitées au moyen d'un modèle de dispersion statistique pour un ensemble d'installations « génériques » selon un processus en quatre étapes. Premièrement, on a déterminé une plage représentative de taux de rejets d'éléments traces, de répartition de la grosseur des particules et de caractéristiques des rejets pour définir les caractéristiques de la source à partir des données fournies par

les représentants de chaque installation. Deuxièmement, on a assigné des fonctions de répartition, fondées sur les données fournies par l'industrie ou sur le jugement professionnel, lorsque les données manquaient, aux plages de taux et de caractéristiques des rejets. Troisièmement, un modèle de dispersion (CALPUFF) a servi à déterminer les taux unitaires de retombées pour un nombre distinct de grosseurs de particules et pour une gamme de caractéristiques de la source. Enfin, on a estimé les taux de retombées à chaque récepteur des points de grille sous le vent de l'installation générique en multipliant les facteurs unitaires par l'ensemble de taux d'émission d'éléments traces et de caractéristiques de rejet. En répétant la dernière étape plusieurs fois pour un ensemble choisi au hasard de taux de rejets et de caractéristiques de la source (appelés essais), on a calculé une plage de taux de retombées possibles pour chaque point de grille, et on a utilisé un ensemble d'essais pour établir une distribution de probabilités pour les taux de retombées (25 %, 50 %, etc.).

L'analyse du modèle de dispersion a été effectuée jusqu'à une distance de 200 km de l'installation générique, au moyen d'une grille fine télescopée jusqu'à une distance de 1 km à 10 km, et d'une résolution de grille de 10km pour une distance de 10 km à 200 km de l'installation. Pour l'analyse, on a utilisé la moyenne des données météorologiques de North Bay, Ontario, pour la période de 1989 à 1993. Cette période compte une année (1990) pendant laquelle on a enregistré les précipitations totales les plus fortes pour la région des Grands Lacs pendant une période de 50 ans, de 1948 à 1997. L'inclusion des données météorologiques de cette année aurait donc pour effet de maximiser les retombées humides potentielles. Du point de vue du climat et sur les 100 dernières années, la tendance à long terme des niveaux de précipitation dans cette région est à la hausse. Les probabilités de précipitation pour une journée donnée a augmenté pour toutes les catégories de précipitation. Il était donc approprié d'inclure dans l'analyse les précipitations supérieures à la normale de 1990.

La présente analyse considère trois types d'installations génériques :

- une fonderie de cuivre,
- une affinerie de cuivre et
- une usine d'élaboration du zinc..

En plus de modéliser les rejets pour chacun de ces trois types d'installation, l'analyse considère également les effets d'installations types combinées situées à proximité les unes des autres, telles que :

- une fonderie de cuivre et une usine d'élaboration du zinc,
- deux fonderies de cuivre et une affinerie de cuivre et
- une fonderie de cuivre, une affinerie de cuivre et une usine d'élaboration du zinc.

L'analyse du modèle de dispersion a donc été faite pour un total de six scénarios, soit trois scénarios pour lesquels une seule installation occupe le site et trois scénarios pour lesquels deux ou plusieurs installations occupent le site. On ne prétend pas que les résultats soient représentatifs de quelque installation distincte existante ou de quelque combinaison d'installations existantes. Les résultats de l'analyse constituent plutôt une fusion statistique de plusieurs gammes de conditions de fonctionnement et de taux de rejets offrant un ensemble de probabilités sur les distributions de fréquence des taux de retombées d'éléments traces qui pourraient se produire dans les conditions de fonctionnement et aux taux de rejets fournis par ces installations.

Les exploitants des fonderies de cuivre rapportaient les taux de rejets des éléments traces séparément pour les cheminées industrielles, les sources de faible hauteur et les rejets totaux. Certaines installations ne rapportaient cependant que les rejets totaux. Les probabilités log-normales ont été ajustées aux données sur les rejets totaux pour les fonderies qui avaient aussi rapporté les rejets des cheminées et les rejets de faible hauteur. Dans presque tous les cas, le taux de rejets variait considérablement d'une installation à l'autre. La distribution des rejets de nickel, en particulier, était fortement influencée par une installation dont le taux de rejets de nickel était 40 fois supérieur au taux le plus élevé précédent.

Les taux de rejets du **Tableau 21** ont été calculés à partir du **Tableau 4**. Une valeur nominale de 0,001 tonne par année a été attribuée aux valeurs indéterminées (IN) ou négligeables (nég.) inscrites au **Tableau 4**. Les données sur les rejets de métaux traces provenant des affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc étaient insuffisantes pour établir des statistiques significatives pour les concentrations à 50 %, 5 % et 95 %.

Les rejets de métaux traces totaux ont été répartis en émissions de grande hauteur (des cheminées de plus de 30 m), de faible hauteur (des cheminées de moins de 30 m) et des émissions fugitives, établies à partir des renseignements fournis par les représentants de l'industrie. Pour les fonderies de cuivre, les émissions de métaux traces totales ont été majorées de 5 % pour rendre compte des émissions fugitives qui n'avaient pas été rapportées par les exploitants des usines. Le **Tableau 22** présente la plage des taux de rejets rapportés.

Les taux de retombées attribuables aux installations ont été établis à chaque site à partir des taux de rejets simulés, de la répartition des émissions, de la distribution des grosseurs de particules et du modèle de dispersion atmosphérique. Les taux de retombées totales ont été résumés le long des essais probabilistes. Les taux de retombées solubles totales ont été établis en multipliant les retombées provenant de l'installation par le pourcentage de solubilité moyen de champ proche (**Tableau 19**) et en additionnant cette valeur aux taux de retombées solubles de fond (**Tableau 20**).

Le **Tableau 23** présente la distance maximale à chaque type d'installation, ou combinaison d'installations, lorsque les estimations à 50 % ou 95 % des taux de retombées solubles totales dépassaient les taux de retombées repères. Le repère utilisé était le 25^{e} percentile de la charge critique (taux de retombées). Pour certaines installations, aucun des taux repères de certains métaux traces n'a été dépassé, quelque soit la distance considérée. À remarquer que le taux repère n'est pas dépassé à tous les sites en deçà de la distance maximale rapportée dans le tableau puisque la dispersion atmosphérique a des effets directionnels. La superficie totale sur laquelle la charge critique a été dépassée sera inférieure à celle de la région calculée au moyen de la distance maximale.

2.3.1.2.4 Concentrations de métaux dans l'air ambiant

Des données sur les concentrations de As, de Cd, de Cr et de Pb étaient disponibles pour un petit nombre de postes de surveillance près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada. Dans la plupart des cas, les données étaient établies à partir de PST collectées au moyen d'échantillonneurs à grand volume, habituellement sur une période de 24 heures une fois ou 2 par semaine, qu'on a analysées pour certains de ces métaux ou pour tous (traités dans la section 2.3.1.2.2). Le **Tableau 24** présente le résumé des données fournies par les compagnies ou par les gouvernements provinciaux. Pour chaque combinaison de poste et de métal pour lesquels des données étaient disponibles, le tableau indique la concentration arithmétique moyenne pour l'année représentative la plus récente, ainsi que le nom, l'endroit, le type de poste (par exemple, résidentiel) et le nombre d'échantillons. On a choisi d'établir une moyenne sur une longue période parce que les effets critiques de ces métaux sont associés à

une exposition à long terme. Dans les cas où il y avait plus d'un poste de surveillance, la concentration moyenne des divers métaux augmente habituellement, parfois de façon sensible (par exemple, de deux ou trois ordres de grandeur), aux postes les plus près de l'installation. En outre, la concentration atmosphérique moyenne de chacun des métaux près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc est toujours beaucoup plus élevée que celle du contexte régional mesurée dans les régions du Bouclier canadien et des Grands Lacs éloignées des sources ponctuelles, bien que le degré de cette différence varie considérablement d'une installation à l'autre.

2.3.1.3 Matières particulaires

2.3.1.3.1 Devenir dans l'atmosphère

Le diamètre des MP rejetées dans l'atmosphère par les fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc est de <1,0 µm à environ 20 µm.

Les matières particulaires sont généralement subdivisées en une fraction de particules de 2,5 µm ou moins et une fraction de particules plus grossières de plus de 2,5 µm, soit « primaires » (rejetées directement dans l'atmosphère) ou « secondaires » (formées dans l'atmosphère par transformation chimique et physique). Les principaux gaz qui contribuent à la formation de particules secondaires sont habituellement l'anhydride sulfureux (SO_2), les oxydes nitreux (NO_x), les composés organiques volatiles (COV) et l'ammoniac (NH_3). Les particules primaires sont présentes dans les fractions fine et grossière, alors que les particules secondaires, tels les sulfates et les nitrates, sont surtout présentes dans la fraction fine. Les matières particulaires peuvent inclure une vaste gamme d'espèces chimiques, y compris des composés de carbone élémentaires et organiques, des anhydrides siliciques, de l'aluminium et du fer, des métaux traces, des sulfates, des nitrates et de l'ammoniac.

On considère que la taille des particules est un des paramètres les plus pertinents pour caractériser le comportement physique des MP dans l'atmosphère. Les particules extrêmement fines (« ultrafines ») de moins de 1 µm de diamètre (le mode noyau) sont d'abord formées par la condensation de vapeurs chaudes, pendant les procédés de combustion à haute température, et par la nucléation d'espèces atmosphériques pour former de nouvelles particules. Bien que la plus grande partie des particules atmosphériques soit dans le mode noyau, ces particules contribuent très peu à la masse globale des particules à cause de leur finesse. Elles sont sujettes à des déplacements aléatoires et à des processus de coagulation par lesquels elles se heurtent pour former rapidement des particules plus grossières. Par conséquent, ces particules fines ont un temps de résidence assez court dans l'atmosphère.

Les particules d'un diamètre de l'ordre de 0,1 à 2,0 µm (le mode d'accumulation) proviennent de la coagulation des particules en mode noyau et de la condensation de vapeurs sur des particules existantes qui acquièrent alors cette dimension. D'ordinaire, ces particules rendent compte de la plus grande superficie particulaire et de la plus grande partie de la masse des particules dans l'atmosphère. Le mode d'accumulation est ainsi nommé parce les processus de filtration de l'atmosphère sont le moins efficaces pour les particules de cette dimension. Ces particules fines peuvent rester dans l'atmosphère pendant des jours et des semaines. Les retombées sèches et le lavage par précipitation sont les deux processus par lesquels ces particules fines sont éliminées de l'atmosphère. On a calculé que le lavage par précipitation rend compte de l'élimination de 80 % à 90 % de la masse des particules en mode d'accumulation dans l'atmosphère (Wallace et Hobbs, 1977).

Les particules dont le diamètre est supérieur à 2,0 µm (le mode de sédimentation ou grossier) sont associées aux processus mécaniques comme l'érosion éolienne et les opérations de concassage. Les opérations de concassage amènent le bris physique de grosses particules en particules plus fines et produit des sables poussés par le vent et des poussières provenant des carrières. Ces particules retombent par la force de la gravité et ne restent par conséquent dans l'atmosphère que pour des périodes plus courtes, de quelques heures à quelques jours. Elles contribuent très peu à la concentration des particules, mais beaucoup à leur masse totale. Bien que les particules provenant de la fonte des métaux soient habituellement relativement fines, des études récentes ont révélé des sphérolites d'un diamètre supérieur à 2,0 µm qu'on pense d'origine pyro-métallurgique (Kliza *et al.*, 2000).

2.3.1.3.2 Concentrations des matières particulaires dans l'air ambiant

Des données sur les niveaux de MP dans l'air ambiant étaient disponibles pour un petit nombre de postes de surveillance près de chacune des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada. Le **Tableau 25** présente le résumé des données fournies par les compagnies et, dans certains cas, par les provinces. Le Tableau comporte pour chaque poste les statistiques résumées des concentrations de MP, y compris la moyenne arithmétique, l'écart-type, le minimum et le maximum et divers percentiles, ainsi que l'identité, l'endroit et le type de poste (par exemple, résidentiel).

Dans la plupart des cas, les données provenaient de PST collectées au moyen d'échantillonneurs à haut volume et étaient mesurées par gravimétrie (bien que les fractions inhalables [MP_{10} et $MP_{2,5}$] aient été déterminées près de quelques installations). Comme les effets sur la santé des MP ont été quantifiées d'une façon approfondie à partir de la fraction inhalable, les concentrations de PST ont été converties en concentrations estimées de PM_{10} selon la régression suivante : $MP_{10} = 10^{(0.826 \times \log PST)}$. Cette équation est dérivée de la surveillance des PST et des MP_{10} à 14 postes urbains du RNSPA au Canada, entre 1986 et 1994 (WGAQOG, 1999). Le recours à cette démarche pour estimer les concentrations de MP_{10} près des installations est justifié par des études parallèles des PST et des MP_{10} près de la fonderie de cuivre et de l'usine d'élaboration du zinc HBM&S de Flin Flon et la fonderie de zinc de Trail de la Cominco, données fournies par les compagnies en réponse à nos demandes de renseignements sur les niveaux de MP dans l'air ambiant. Pour la surveillance effectuée à trois endroits pendant 10 mois à Flin Flon, en 1998, le rapport moyen des MP_{10} à celles estimées à partir des PST au moyen de la régression ci-dessus était de 1,04, 1,13 et 1,15, respectivement, pour un rapport moyen global de 1,11. Les rapports correspondants de la moyenne annuelle pour 1998 aux quatre sites de Trail étaient de 1,38, 1,33, 0,81 et 1,18, pour un rapport moyen global de 1,18.

Selon les données résumées dans le **Tableau 25**, dans les cas où il y avait plus d'un poste de surveillance, les concentrations ambiantes de MP étaient généralement supérieures pour les postes les plus près de l'installation. En outre, les concentrations moyennes près de la plupart des installations étaient supérieures aux concentrations de fond mesurées dans des endroits éloignés de l'Amérique du Nord, qui avaient une moyenne d'environ 4 et 11 $\mu g/m^3$ (WGAQOG, 1999). Toutefois, l'effet des fonderies et des affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc sur les concentrations de MP dans l'air ambiant n'était pas aussi marqué que pour les métaux (Section 2.3.1.2.4) ou pour le SO_2 (Section 2.3.1.1.2), probablement à cause de la plus grande variété des sources de MP.

2.3.2 Déversements dans l'eau

2.3.2.1 Devenir et concentrations

Voici le résumé de l'information sur le devenir des déversements directs dans l'eau de la CCR, de la CEZinc et de la CTO et sur leurs concentrations environnementales. Beak International (1999) présente plus de détails sur ces questions.

Les concentrations de produits chimiques déversés dans une rivière peuvent être aussi fortes que celles de l'effluent au point de rejet, puis, à cause de l'élargissement ou de la dispersion latérale du panache, diminuer en aval dans l'axe du panache. À tout point en aval, les concentrations diminuent avec la distance latérale à l'axe du panache. Éventuellement, on atteint un point où l'effluent est complètement mêlé aux eaux de la rivière (il n'y a donc plus de dilution à moins d'une augmentation du débit de la rivière), où les concentrations de produits chimiques provenant de l'effluent sont faibles par rapport aux concentrations de fond et, donc, de peu d'importance biologique,

Le **Tableau 9** résume les concentrations de produits chimiques dans l'effluent pour chacune des trois installations. Il indique en outre, la proportion de produits chimiques dissoute ou adsorbée pour chaque effluent.

On doit étudier le modèle spatial des concentrations de produits chimiques provenant de l'exutoire en même temps que les mouvements des espèces réceptrices afin d'établir les concentrations de produits chimiques auxquelles ces organismes sont exposés. Comme aucune donnée de surveillance n'était disponible, on a élaboré des modèles du panache pour les déversements de chaque opération aux fins de la présente étude. C'est à partir de ces modèles qu'on a établi la configuration à laquelle s'attendre des concentrations de produits chimiques dans les eaux réceptrices et les sédiments.

Les valeurs estimées de l'exposition (VEE) pour les poissons sont calculées dans la présente évaluation au moyen d'une méthode de moyenne spatiale modérée qui respecte les recommandations du guide d'évaluation de l'exposition de niveau II d'Environnement Canada (1997a). On considère d'abord que le poisson réside dans le panache et que son domaine vital est immédiatement en aval de l'exutoire. C'est ainsi qu'on établit la moyenne spatiale de la VEE dans le pire cas réaliste. Il est probable que seuls les gros poissons (200-300 mm de longueur) pourraient se maintenir pendant une période prolongée dans un courant de 1 m/s et, donc, de résider dans le panache. Selon Minns (1995), un domaine vital de l'ordre de 10 000 m^2 est assez normal pour les espèces lacustres. Un domaine vital plus petit, de l'ordre de 1 000 m^2, serait plus approprié pour les espèces des ruisseaux et des petits cours d'eau, mais les poissons des grandes rivières s'apparentent sans doute plus aux poissons des lacs. Le petit domaine vital a servi au calcul d'une limite supérieure à la VEE pour le modèle de la moyenne spatiale.

Dans la présente évaluation, on a calculé la valeur estimée de l'exposition pour les invertébrés pélagiques en considérant que les organismes se déplacent le long de l'axe du panache à la même vitesse que les eaux réceptrices. À mesure qu'ils se déplacent, ils subissent des concentrations qui diminuent jusqu'à ce qu'ils atteignent le point aval de la rivière où le panache n'est plus discernable du fond. Pour les eaux réceptrices à haute vitesse considérées ici, un déplacement de 10 km ne prend que trois ou quatre heures. La plus grande partie de l'exposition se produit pendant les premiers kilomètres (soit pendant une heure). Ainsi, on obtient une moyenne spatiale de la VEE maximale raisonnable en faisant la moyenne des concentrations de l'exposition sur un déplacement de 1 km (20 min.) le long de l'axe du panache.

Dans la présente évaluation, la valeur estimée de l'exposition pour les invertébrés benthique est calculée d'après l'estimation des concentrations ponctuelles dans les emplacements dont l'habitat convient à la survie des communautés benthiques. Le recours à la moyenne spatiale ne convient pas ici puisque les déplacements des invertébrés benthiques sont extrêmement limités.

2.3.2.1.2 Canadian Copper Refinery

On a utilisé un modèle préalable (Sayre, 1973; NCRP, 1996) pour établir la répartition spatiale des concentrations de métaux qui proviennent de l'effluent de la station d'épuration des eaux usées de la CUM déversées dans le fleuve Saint-Laurent. Comme l'indique le **Tableau 7**, la CCR contribue à cet effluent. Le modèle fournit la concentration de tout produit chimique provenant de l'exutoire, à n'importe quel point en aval du fleuve, selon les processus d'advection et de dispersion latérale symétrique.

On considère dans ce modèle qu'il y a mélange vertical presque complet en deçà d'une distance de 7*profondeur, ou dans le cas présent, environ 50 m. On considère aussi que les effets du rivage sont négligeables, ce qui est le cas pour l'exutoire à mi-fleuve de la station d'épuration des eaux usées de la CUM. On ne tient en outre aucun compte de la turbulence, ou du mélange turbulent, qui peut se produire à proximité de l'exutoire.

Le coefficient de dispersion latérale était de 0,06*profondeur*vitesse. Une profondeur à mi-fleuve de 7 m et une vitesse de 0,81 m/s ont été appliquées au modèle, à partir de renseignements sur la surface de la section mouillée et sur le débit fournis par Hudon et Sylvestre (1998). Au moyen de ces paramètres d'entrée et des charges en produits chimiques de la SEEU de la CUM pour 1995 présentées au **Tableau 7**, on a estimé les concentrations en produits chimiques dans les eaux en aval du fleuve Saint-Laurent. Pour chaque métal, la concentration maximale dans le panache est la concentration dans l'effluent que l'on retrouve dans les premiers mètres en aval de l'exutoire. La concentration diminue avec la distance le long de l'axe du panache, d'abord rapidement, plus lentement ensuite.

La concentration de métal dissout dans l'eau (c.-à-d. qui n'est pas adsorbée aux solides en suspension) a été calculée à chaque point du panache au moyen du modèle de sorption qui suit :

$$C_{diss} = C_{tot}/(1 + K_d * 10 * C_{ss} \times 10^{-6})$$

Pour laquelle :

C_{diss}	=	concentration de métal dissout (mg/L),
C_{tot}	=	concentration de métal total (mg/L),
C_{ss}	=	concentration de solides en suspension (mg/L) et
K_d	=	coefficient de distribution pour les sédiments (L/kg).

Le K_d est multiplié par un facteur de 10 pour refléter l'adsorption dans un système aqueux, habituellement plus grand que dans les sols consolidés (O'Conner et Connelly, 1980). Les valeurs pour les sols du K_d ont été empruntées à Sheppard *et al.* (1992, 1999), sauf celui du mercure (Hg) pour lequel on a emprunté une valeur aqueuse de Birge *et al.* (1987) directement, sans ajustement. Une incertitude d'ordinaire d'un ordre de grandeur est associée aux valeurs du K_d. On a considéré que les solides en suspension adoptaient la dispersion spatiale décrite plus haut pour les métaux, soit une concentration initiale dans l'effluent de la SEEU de la CUM (36 mg/L) qui diminue à une concentration de fond de 4 mg/L au lac Saint-Louis (Rondeau, 1993). Les concentrations de métaux dissous calculées ainsi sont

inférieures de peu aux concentrations de métaux totaux, les plus grandes différences se situant près de l'exutoire, là où les concentrations de solides en suspension sont les plus fortes.

Les concentrations de sédiments récents qui peuvent se former en tout point du panache ont été calculées en soustrayant les concentrations de métaux totaux des concentrations de métaux dissous, comme suit :

$$C_{séd} = (C_{tot} - C_{diss}) * 10^6/C_{ss}$$

Pour laquelle :

$C_{séd}$	=	concentration de métal dans le sédiment (mg/kg),
C_{tot}	=	concentration de métaux totaux dans l'eau (mg/L) et
C_{diss}	=	concentration de métaux dissous dans l'eau (mg/L),
C_{ss}	=	concentration de solides en suspension dans l'eau (mg/L).

Que les sédiments se déposent ou non à un point particulier dépend du profil de vitesse de l'eau et de la grosseur des particules solides. Aux fins de la présente évaluation, l'emplacement des zones susceptibles de recevoir les sédiments est une question de jugement professionnel, après étude de l'emplacement des baies et des eaux dormantes en contact avec le panache.

Des calculs semblables des concentrations de métaux dissous dans l'eau et de métaux déposés dans les sédiments récemment formés ont été faits pour le lac Saint-Louis et ont servi comme point de départ pour déterminer une concentration de fond de l'eau (Rondeau, 1993). La concentration de fond a alors été additionnée à la concentration marginale provenant de l'exutoire (plus haut) afin d'estimer la concentration globale que subit en tout point le biote aquatique.

Le Tableau 26 présente les VEE moyennes annuelles modélisées pour différents récepteurs exposés aux métaux disponibles à proximité de la SEEU de la CUM, établies à partir de ces calculs et de ceux de la moyenne spatiale pour les espèces réceptrices mobiles, décrits plus haut. On a considéré que la portion dissoute des métaux dans l'eau (C_{diss}) était disponible pour les poissons, pour les invertébrés pélagiques et les organismes épibenthiques, alors que les métaux adsorbés aux sédiments ($C_{séd}$) étaient potentiellement disponibles pour les organismes benthiques. Entre parenthèses, on indique le pourcentage de chaque exposition attribuable à la CCR plutôt qu'aux concentrations de fond ou à d'autres usagers de la SEEU de la CUM.

2.3.2.1.2 Canadian Electrolytic Zinc

On a utilisé les données empiriques d'une étude de panache faite en 1990 pour élaborer un modèle descriptif de champ proche de la configuration de l'effluent de dilution à l'exutoire UNA des effluents de la CEZinc dans le canal de Beauharnois. Les données comportaient les mesures de Zn et de Se sur une série de transects le long du panache UNA. Le Se était le meilleur traceur du panache puisque ses concentrations étaient nettement supérieures aux concentrations de fond dans les eaux réceptrices.

Les données révèlent des concentrations maximales près de l'exutoire (environ 10 m du rivage) qui diminuent vers l'aval et latéralement. Le panache n'est pas mélangé verticalement à l'exutoire (plus fortes concentrations en profondeur), mais il l'est en deçà de 50 m. Au moment de l'étude, on pouvait le distinguer au delà des concentrations de fond jusqu'à une distance maximale de quelques centaines de mètres. Le modèle descriptif reflète cette configuration avec la diminution exponentielle de sa concentration à partir de l'exutoire vers l'aval et latéralement.

La charge de Se au moment de l'étude était d'environ 600 mg/sec (52 kg/d). En vue de généraliser ce modèle pour accommoder diverses charges de plusieurs produits chimiques et l'effluent combiné actuel, on a multiplié le modèle de dilution du Se par un ratio de charge (nouvelle charge/600 mg/s). Ceci a pour effet d'augmenter ou de diminuer les concentrations du panache, et la mesure dans laquelle les concentrations du panache dépassent les concentrations de fond alors que les charges augmentent ou diminuent. On considère cependant que la forme sous-jacente du panache (c.-à-d. le degré de changement avec la distance) ne change pas avec la charge.

Ce modèle de champ proche purement descriptif ne conserve pas la masse lorsqu'on l'étend en aval. Par conséquent, un autre modèle est requis pour la région de champ éloigné. On a eu recours à un modèle préalable pour une décharge près de la côte (Sayre, 1973; NCRP, 1996) afin d'établir la configuration spatiale des concentrations de produits chimiques du champ éloigné provenant de l'exutoire combiné de la CEZinc. Une distance de retrait de 10 km a été utilisée pour réaliser la dispersion latérale observée à la limite en aval de la région de champ proche. Le modèle donne la concentration de tout produit chimique provenant de la décharge, en tout point en aval du canal de Beauharnois, selon des processus d'advection et de dispersion unilatérale.

Le coefficient de dispersion latérale était de 0,6*profondeur*vitesse. Une profondeur moyenne de 5 m pour le canal près du rivage et une vitesse de 0,5 m/sec ont servi pour le modèle de champ éloigné, valeurs établies à partir des sections de cartes hydrographiques et de renseignements sur le débit fournis par la CEZinc (communication personnelle avec les exploitants de l'installation). La profondeur et la vitesse sont plus grandes plus loin du rivage (7,5 m et 7,4 m/sec). Les données utilisées pour le débit s'apparentaient à celles de Hudon et Sylvestre (1998).

Les concentrations de produits chimiques dans les eaux du canal de Beauharnois en aval de la CEZinc ont été estimées à partir de ces modèles et des paramètres d'entrée, ainsi que des charges moyennes mensuelles et annuelles de 1995 fournies par la CEZinc (**Tableau 7** et **Tableau 8**). Pour tous les produits chimiques, la concentration maximale dans le panache est la concentration de l'effluent qui se situe dans les premiers mètres en aval de l'exutoire. La concentration diminue avec la distance le long de l'axe du panache (c.-à-d. près du rivage), d'abord rapidement, puis plus lentement.

À chaque point du panache, les concentrations de métaux dissous dans l'eau (c.-à-d. qui ne sont pas adsorbés aux solides en suspension) et les concentrations des solides qui peuvent contribuer aux sédiments récemment formés ont été calculées comme l'explique la section précédente. On considère que l'ammoniac était entièrement dissoute (et non adsorbée) et ne s'agglomérait pas aux sédiments.

Des calculs semblables des concentrations de métaux dissous dans l'eau et déposés dans les sédiments récemment formés ont été effectués pour lesquels on a pris comme point de départ le lac Saint-Louis comme concentration de fond de l'eau (Rondeau, 1993). La concentration de fond a alors été additionnée à la concentration marginale provenant de l'exutoire (plus haut) afin d'estimer la concentration globale que subit en tout point le biote aquatique.

Le **Tableau 27** présente les VEE maximales à court terme modélisées, à partir de ces calculs et des calculs de la moyenne spatiale pour les espèces réceptrices mobiles décrits plus haut, pour différents récepteurs exposés aux métaux et à l'ammoniac à proximité de la CEZinc. Le pourcentage de chaque exposition attribuable à la CEZinc, plutôt qu'aux concentrations de fond, sont indiquées entre parenthèses.

2.3.2.1.3 Cominco Trail Operations

Les données empiriques d'une étude de panache faite en 1997 (Frew, 1997) ont servi pour élaborer un modèle descriptif de l'effluent de dilution de l'exutoire C-III de la CTO dans le fleuve Columbia. L'étude a été faite dans des conditions de faible débit. Les données comportaient des mesures pour le thallium (Tl) et d'autres métaux à divers points en aval le long de l'axe du panache, ainsi que des photographies de dispersion de teintures. Le thallium est un traceur convenable du panache puisque les concentrations de fond du fleuve sont faibles et que le Tl s'y trouve surtout sous forme dissoute.

Les données sur le Tl révèlent que ses concentrations sont discernables au moins sur quelques kilomètres en aval. La dispersion de teinture révèle un mélange latéral rapide d'abord (dans le chenal derrière une île où se trouve l'exutoire), puis plus lent. Le modèle descriptif reflète cette configuration de la diminution exponentielle de la concentration à l'exutoire, tant en aval que latéralement.

La charge de Tl au moment où cette étude a été faite était de 172 mg/sec (15 kg/d). En vue de représenter des charges différentes pour différents produits chimiques, le modèle de dilution du Tl a été multiplié par un rapport de charge (nouvelle charge/172 mg/sec). Il s'agit là de la même méthode que celle utilisée pour la partie de champ proche du panache de la CEZinc.

Le même modèle descriptif a servi pour décrire le panache de champ proche provenant de l'exutoire C-II à 0,8 km en aval. Les concentrations provenant des deux exutoires ont été additionnées pour estimer les concentrations combinées des sites de champ proche plus en aval.

Le modèle de champ éloigné, décrit plus haut pour la CEZinc, a servi pour les sites à plusieurs kilomètres en aval de l'exutoire C-III. On a utilisé une charge combinée C-II et C-III avec un retrait de 90 km pour réaliser la dispersion latérale observée à la limite en aval de la région de champ proche. Le coefficient de dispersion latérale était de 0,12*profondeur*vitesse. Des données fournies par Aquametrix (1994) et MES (1997) ont permis d'établir la profondeur à 3 m et la vitesse à 1 m/s.

Les concentrations de produits chimiques dans les eaux et les sédiments récemment formés en aval du fleuve Columbia ont été estimées au moyen de ces modèles et des paramètres d'entrée, ainsi que des charges de produits chimiques moyennes mensuelles et annuelles maximales provenant des opérations de Trail en 1998 (**Tableau 7** et **Tableau 8**), comme on l'a décrit pour la CEZinc et la CCR. La concentration estimée maximale du panache (1 m de l'exutoire) est d'environ 1/25 de la concentration de l'effluent. La concentration diminue lentement avec la distance le long de l'axe du panache. La

concentration augmente encore pour certains métaux (le Zn en particulier), là où l'exutoire C-II se joint au panache C-III, puis continue de diminuer.

À chaque point du panache, on a calculé les concentrations de métaux dissous dans l'eau (c.-à-d. qui ne sont pas adsorbés aux solides en suspension) et les concentrations de solides qui peuvent contribuer aux sédiments récemment formés, comme on l'a décrit pour la CEZinc et la CCR. On considère que l'ammoniac est entièrement dissoute (non adsorbée) et ne s'agglomère pas aux sédiments.

Des calculs semblables ont été effectués pour les concentrations de produits chimiques dissous dans l'eau et déposés dans les sédiments récemment formés, à partir des concentrations de fond de l'eau de Birchbank (MES, 1997) comme point de départ, ajustées pour rendre compte de l'influence de l'exutoire C-IV et de Stoney Creek, juste en amont de l'exutoire C-III. Birchbank est situé à environ 3 km en amont de C-IV et de Stoney Creek. Ces concentrations « de fond » ont ensuite été additionnées aux concentrations marginales provenant de l'usine de production de zinc de la CTO (ci-dessus) afin d'estimer les concentrations globales subies par le biote aquatique à n'importe quel point.

Le **Tableau 28** présente les VEE maximales à court terme modélisées, à partir de ces calculs et des calculs de la moyenne spatiale pour les espèces réceptrices mobiles décrits plus haut, pour différents récepteurs exposés aux métaux, à l'ammoniac et au fluoride à proximité de la CTO,. Le pourcentage de chaque exposition attribuable aux opérations de traitement du zinc de la CTO plutôt qu'aux concentrations de fond, aux opérations de production de plomb ou d'engrais sont indiquées entre parenthèses.

2.4 Caractérisation des effets

2.4.1 Écotoxicologie

La présente section fournit des renseignements sur les effets de divers constituants des rejets sur les espèces sensibles que l'on retrouve au Canada. Les données sur les effets sont résumées soit en VCT et en VESEO exprimées en concentrations dans un média d'exposition, soit en charges critiques. Les VESEO et les VCT sont respectivement des estimations de la limite supérieure sans effet observé et des concentrations de faible effet observé. Les VCT sont dérivées d'études sur les effets toxiques pour les organismes de laboratoire sensibles (par exemple, reproduction diminuée chez *Daphnia*). Ces données sur les effets en laboratoire constituent les « variables d'effet » de l'évaluation. Les VESEO sont calculées à partir des VCT — en divisant par un facteur d'application approprié (10, par exemple) — et représentent les concentrations seuil produisant un effet pour les récepteurs sur le terrain. Les effets critiques considérés sur le terrain (par exemple, les effets nocifs sur la reproduction des invertébrés aquatiques sensibles) constituent les « critères d'effet ».

Dans la présente évaluation, les effets critiques considérés sont les dommages causés aux organismes aquatiques sensibles (poissons, invertébrés et plantes) et aux organismes terrestres (plantes et décomposeurs). Bien que les effets sur la faune n'aient pas été considérés, un document de synthèse récent (Welbourn, 1996) a conclu qu'il existe très peu de preuves, dans le peu de données disponibles, que les rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc aient des effets dommageables sur la faune dans les conditions actuelles.

Une charge critique est définie par le montant de dépôts requis pour que le niveau de la concentration dans le média récepteur atteigne le concentration seuil produisant un effet observé (c.-à-d. VESEO). Cette charge est calculée au moyen du modèle de transport et de devenir décrit ci-après. Pour l'évaluation des effets des métaux rejetés dans l'atmosphère, on a choisi les conditions habituelles des régions du sud du Bouclier canadien (c.-à-d. des sols sablonneux acides et des lacs assez neutres à quelque peu acides). On a choisi ces hypothèses parce que la plupart des usines de métaux considérées ici sont situées dans le Bouclier canadien et que les propriétés retenues pour le modèle de devenir existent dans plusieurs autres régions du Canada.

Dans la mesure du possible dans la présente section, on a tenu compte de la biodisponibilité dans le calcul des concentrations estimées produisant un effet. Les VCT pour les métaux ont été évaluées soit à partir de l'ion libre, soit à partir des concentrations dissoutes totales dans l'eau (l'eau de surface ou l'eau de porosité du sol). Les charges critiques pour les métaux ont été évaluées à partir des concentrations de métaux solubles totales.

Le facteur d'application utilisé pour calculer les VESEO augmente habituellement l'incertitude liée à l'estimation des effets, incertitude provenant, par exemple, de la qualité ou de la quantité limitées des données sur la toxicité et de l'extrapolation des effets de laboratoire aux conditions sur le terrain (Environment Canada, 1997a). Comme les données sur la toxicité étaient assez abondantes pour la présente évaluation, les organismes utilisés pour les tests étaient habituellement apparentées de près aux organismes du terrain et, comme tous les constituants des rejets considérés se produisent naturellement, on a utilisé un facteur d'application très bas — généralement un, jamais plus de deux.

Les constituants des rejets étant naturellement présents dans l'environnement, la limite supérieure des concentrations naturelles biodisponibles (valeurs du 95^{e} percentile) ont servi à établir la limite inférieure des VESEO pour ces substances. Ceci s'explique du fait que la plupart des organismes naturels ne sont pas affectés par les concentrations biodisponibles normales qui existent dans la nature. Il peut bien sûr y avoir des exceptions. Par exemple, les concentrations de métaux près des mines peuvent être extrêmement fortes et nocives pour certains organismes. Le 95^{e} percentile des concentrations naturelles ne sont généralement pas extrêmes puisqu'elles restent en deçà des valeurs géométriques moyennes par un facteur de 2 à 3 (Bird *et al.*, 1999). Pour ces concentrations, les effets nocifs sont donc peu probables.

Certains constituants des rejets considérés (par exemple, le Cu, le Zn et le Ni) sont des micronutriments essentiels, au moins à certains organismes. Il fallait s'assurer que les VESEO de ces substances n'atteignent pas le seuil de la carence. C'est pourquoi les VESEO choisies ne sont pas inférieures au valeurs du 95^{e} percentile des concentrations (biodisponibles) naturelles, puisque ces concentrations permettent de satisfaire les besoins nutritionnels de la plupart des organismes.

Les rejets considérés comportent un mélange de substances chimiques (par exemple, plusieurs métaux et du SO_2 sont rejetés ensembles dans l'air) dont les effets combinés peuvent différer (augmenter ou diminuer) de ceux des constituants isolés. Comme on le verra plus loin, les données disponibles sur les métaux suggèrent que les effets combinés s'additionnent. Une autre démarche moins modérée consiste à considérer que les constituants de rejets agissent indépendamment les uns des autres (qu'il n'y a pas d'effets combinés). Dans la présente section, on ne décrit que les seuls effets des constituants distincts des rejets. La section 3.0 traite des effets combinés.

2.4.1.1 Rejets dans l'atmosphère

2.4.1.1.1 Anhydride sulfureux

Les plantes passent pour les récepteurs les plus sensibles du SO_2 dans l'atmosphère (FPACAQ, 1987). Linzon (1999) s'est penché sur la documentation relative aux effets du SO_2 sur la végétation. Bien que dans certains cas, l'addition de faibles concentrations de SO_2 puisse être bénéfique (Linzon, 1999), l'accumulation de soufre dans les tissus foliaires au delà d'un certain seuil a généralement des effets nocifs (Linzon *et al.*, 1979). L'anhydride sulfureux pénètre dans les feuilles, surtout par les stomates, et est toxique pour les processus métaboliques qui se produisent dans les cellules de mésophylle (Linzon, 1972). L'accumulation métabolique rapide de bisulfite et de sulfite causent des lésions graves. Lorsque le sulfate, le produit de l'oxydation, s'accumule au delà de la concentration seuil que les cellules végétales peuvent tolérer, des lésions chroniques apparaissent.

L'exposition des plantes à de fortes concentrations de SO_2 pendant de courtes périodes de temps (d'une à plusieurs heures) peut causer des lésions aiguës. La lésion se développe de quelques heures à quelques jours après l'exposition et se manifeste habituellement par une nécrose du feuillage accompagnée de certains effets métaboliques. L'exposition des plantes à de faibles concentrations de SO_2 sur de longues périodes (plus d'une journée à un ou plusieurs cycles végétatifs) peut causer des lésions chroniques comme des effets métaboliques (physiologiques et biochimiques), la chlorose du feuillage (devient nécrotique), la réduction de la croissance et du rendement, et la mort de la plante. Les résultats d'études aiguës et chroniques d'espèces canadiennes sensibles sont décrits brièvement plus bas.

Effets aigus : Cinq études ont rapporté des lésions aiguës à des espèces canadiennes à la suite de l'exposition à des concentrations relativement faibles — entre 524 et 1 100 $\mu g/m^3$. Quatre d'entre elles étaient des études expérimentales dont les espèces réceptrices et les concentrations de l'exposition étaient contrôlées, et une étude de Dreisinger (1965) comportait l'examen des effets du SO_2 sur le terrain dans des conditions naturelles (incontrôlées).

Metcalfe (1941) a rapporté des dommages causés à certaines variétés de bégonias par des fumigations de 655 $\mu g/m^3$ (0,25 ppm) de SO_2 pendant une heure dans des conditions d'humidité très élevée. Berry (1967) a rapporté des dommages au feuillage de pins de Weymouth en pots après exposition à des concentrations de 655 $\mu g/m^3$ (0,25 ppm) de SO_2 pendant une heure. L'exposition au SO_2 a été faite à température (27 °C) et humidité relative élevées (70 %) dans une chambre de serre conçue spécialement à cette fin. Murray *et al.* (1975) ont induit des lésions modérées à graves dans des cultivars de pâturin des prés par des fumigations artificielles de 524 $\mu g/m^3$ (0,20 ppm) de SO_2 pendant deux heures. Karnosky (1976) a causé des lésions aiguës au feuillage de peupliers faux-trembles par des fumigations artificielles de 910 $\mu g/m^3$ (0,35 ppm) de SO_2 pendant une période de trois heures. Cinq clones de peuplier ont été testés et trois avaient subi de légères lésions.

Dreisinger (1965) a observé des lésions aiguës de la végétation naturelle provoquées par les fumigations de SO_2 provenant des fonderies de cuivre et de nickel dans la région de Sudbury pendant une période de 10 ans (1954-1963). Les concentrations de SO_2 les plus faibles qui aient causé des dommages à la végétation étaient liées à la fumigation pendant une heure à une concentration de 0,56 ppm (1 466 $\mu g/m^3$) pour le sarrasin et de 0,42 ppm (1 100 $\mu g/m^3$) pour une espèce d'arbre des forêts (peuplier faux-tremble).

Effets chroniques : Six études ont rapporté des lésions chroniques chez des espèces canadiennes causées par des concentrations relativement faibles — entre 21 et 74 $\mu g/m^3$.

Deux études ont été effectuées sur des espèces sensibles dans des expériences contrôlées. Shaw *et al.* (1993) ont effectué une expérience à long terme de fumigation à l'extérieur de semis de pins sauvages selon un modèle pré-établi de concentrations horaires moyennes de SO_2, établies à partir des données de surveillance d'un poste du centre de l'Angleterre. Bien que les concentrations annuelles moyennes n'aient pas dépassé 58 $\mu g/m^3$ (0,022 ppm) de SO_2 sur une période de trois ans (1988, 1989 et 1990), près de 20 % des arbres ont développé une nécrose foliaire pendant chacun des cycles végétatifs. Kropff *et al.* (1989) ont exposé des plants de féveroles à gros grains dans des champs à une concentration moyenne de 74 $\mu g/m^3$ (0,028 ppm) pendant le cycle végétatif de 1998, ce qui a provoqué une baisse de la production de matière sèche totale de 9 % et une baisse de production de semence de 10 %, par rapport aux contrôles.

Quatre études ont été effectuées dans des conditions naturelles sans contrôles. Linzon (1971) a rapporté les résultats d'études sur les forêts effectuées pendant une période de 10 ans dans une région affectée par des retombées de soufre près de Sudbury. Il rapportait que les effets chroniques sur les forêts étaient les plus sérieux là où les concentrations de SO_2 dans l'atmosphère étaient de l'ordre de 44 $\mu g/m^3$ (0,017 ppm), soit la moyenne arithmétique du cycle végétatif pour la période de 10 années de mesures. Les effets chroniques étaient faibles à des concentrations moyennes annuelles de SO_2 de 21 $\mu g/m^3$ (0,008 ppm). À Celna en Tchécoslovaquie, Materna *et al.* (1969) ont rapporté des lésions chroniques modérées au feuillage des épinettes de Norvège dues à des concentrations moyennes du cycle végétatif de 50 $\mu g/m^3$ (0,019 ppm) de SO_2, en 1966 et 1967. Dans des études menées sur la fréquence des lichens à Sudbury (Leblanc *et al.*, 1972), le nombre des épiphytes poussant sur les peupliers baumier était considérablement réduit dans les zones où les concentrations moyennes de cycle végétatif de SO_2 dépassaient les 52 $\mu g/m^3$ (0,02 ppm), et faiblement réduit, dans les zones où les concentrations moyennes étaient de 26 $\mu g/m^3$ (0,01 ppm). De même, on a rapporté qu'en Suède (Skye, 1964), le taux de survie des lichens était plus faible dans les régions exposées à des concentrations annuelles de SO_2 d'environ 39 $\mu g/m^3$ (0,015 ppm).

VCT et VESEO : Le **Tableau 29** résume les VCT et les VESEO des conditions chroniques et aiguës. En général, les effets du SO2 observés sur le terrain dans des conditions naturelles constituent la meilleure base pour estimer les concentrations seuil produisant un effet (Linzon, 1999). Comme la concentration seuil produisant un effet chronique la plus faible (21 $\mu g/m^3$) qui ait été rapportée provenait d'une étude menée au Canada, sur le terrain dans des conditions naturelles (Linzon, 1971), c'est cette concentration moyenne du cycle végétatif qu'on a choisi comme VCT chronique. Les données sur les effets aigus du SO_2 sur les espèces sensibles dans des conditions naturelles sont plus rares. Une seule étude menée dans une forêt canadienne naturelle a rapporté des effets à des concentrations sur une heure aussi faibles que 1 100 $\mu g/m^3$ (Dreisinger, 1965). Comme deux autres études expérimentales contrôlées ont rapporté des effets à des concentrations sur une heure encore plus faibles (655 $\mu g/m^3$), une VCT de 900 $\mu g/m^3$ a été estimée, moyenne des concentrations pour les forêts expérimentale et naturelle.

Compte tenu des incertitudes liées aux estimations des effets (Linzon, 1999), un faible facteur d'application d'environ 2 a servi à calculer les VESEO — 450 $\mu g/m^3$ pour les expositions aiguës (une heure) et 10 $\mu g/m^3$ pour les expositions chroniques (annuelles ou cycle végétatif). La VESEO chronique est de plusieurs fois supérieure à la limite supérieure estimée des concentrations moyennes annuelles de SO_2 (environ 2,6 $\mu g/m^3$) au Canada. Bien qu'aucune limite supérieure n'ait été établie pour les expositions naturelles d'une heure (aiguë) et considérant que la concentration naturelle moyenne annuelle maximale est très faible, il est très peu probable que les concentrations naturelles maximales d'une heure au Canada dépassent la VESEO aiguë.

2.4.1.1.2 Retombées de sulfate

Voici un bref résumé des données disponibles sur les effets probables des retombées de sulfate sur les organismes aquatiques dans les quatre régions sensibles aux acides de l'est du Canada considérées dans la présente évaluation. Les effets potentiels sont évalués en rapport avec les charges critiques des dépôts humides de sulfate. Environnement Canada (1997c,d) présente plus de détails sur les concentrations seuil produisant un effet des systèmes aquatiques et sur les méthodes d'évaluation des charges critiques.

Effets sur les organismes aquatiques — VCT et VESEO : Au Canada, on utilise le pH des écosystèmes aquatiques comme paramètre substitut pour représenter les relations complexes entre la chimie de l'eau et les effets biologiques (Jeffries *et al.*, 1998). On sait que les écosystèmes aquatiques sensibles requièrent le maintien d'un niveau d'acidité de 6,0 ou plus. Par exemple, on a observé que les lacs canadiens dont le pH est inférieur à 6,0 comptent moins d'espèces de poissons que les lacs au pH supérieur à 6,0 (Environnement Canada, 1997d). Dans le contexte de la présente évaluation, on peut considérer les espèces de poissons sensibles comme le critère d'effet des évaluations et le pH 6,0, comme une VCT. Comme il s'agit du seuil qui a servi à l'évaluation des effets des dépôts de sulfate, on a utilisé un facteur d'application de 1,0 pour calculer la VESEO. Ce choix est justifié par les données sur les effets critiques fondées sur des observations très étendues faites sur le terrain dans les régions sensibles aux acides du Canada.

Effets sur les organismes aquatiques — charges critiques : Le pH de 6,0 servant de critère, on a utilisé des modèles de devenir et de transport pour estimer les concentrations de la charge critique des dépôts humides de sulfate dans des régions lacustres réceptrices choisies de l'est du Canada (Environnement Canada 1997c,d). On peut qualifier ces charges critiques de CC_5 puisqu'on les considère appropriées à la protection de 95 % des lacs du groupe. Il est possible que les autres 5 % subissent des effets nocifs. Les charges critiques des dépôts humides de sulfate pour les quatre régions réceptrices sensibles aux acides choisies comme sujet de la présente évaluation ont été estimées par un examen visuel des cartes de sensibilité aux acides. Les valeurs s'étendent de moins de 6 kg/ha/a pour la région de Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse, à environ 13 kg/ha/a pour la région de Sudbury/Muskoka (**Tableau 13**).

2.4.1.1.3 Métaux (Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, As)

Biodisponibilité et le modèle de l'ion libre. La réaction des organismes à une substance toxique dépend d'un contact et d'une réceptivité. Dans le cas présent, le contact implique plus que le contact physique : il implique presque toujours l'absorption du métal dissous par l'organisme. Cette absorption requiert que le métal soit libre de se déplacer dans le milieu autour de l'organisme et puisse en traverser les membranes pour y pénétrer. Ces deux processus dépendent beaucoup de la forme chimique du métal et contrôlent sa biodisponibilité nette.

La mobilité du métal dans le milieu autour de l'organisme est déterminée par la proportion de cet élément dans sa phase soluble. On considère que pour les systèmes d'eaux de surface, cette proportion est la concentration dans l'eau filtrée, alors que pour les sédiments ou les sols, c'est la concentration dans l'eau interstitielle (filtrée). Les métaux liés aux particules en suspension dans l'eau sont mobiles mais ne sont pas aussi biodisponibles que les métaux en solution et, à première vue, peuvent être ignorés. Dans une certaine mesure, les métaux en solution effectuent des échanges avec les métaux en phase solide et on a besoin d'un modèle pour en prévoir la biodisponibilité. Il y a plusieurs modèles possibles. Dans la présente évaluation, on a recours à un modèle simple de mode de répartition linéaire. Il sert à établir le

rapport des solides en phase métal aux solides en phase soluble en un coefficient de répartition, K_d, qui dépend de plusieurs facteurs environnementaux.

L'absorption d'un métal par l'organisme suppose que le métal traverse les membranes cellulaires. Celles-ci sont aussi bien des cellules à la surface des ouïes du poisson que celles des racines d'une plante. L'absorption requiert donc la diffusion du métal à la surface de la membrane, le passage à travers cette membrane (qui peut être passif ou, plus rarement, facilité par métabolisme) et enfin, le passage du métal de la membrane à l'intérieur de la cellule. On conçoit souvent la membrane comme un échangeur de cations, et le passage à travers la membrane facilité par métabolisme peut impliquer des enzymes porteuses relativement spécifiques à certaines formes chimiques des métaux. Il y a beaucoup de preuves pour soutenir le concept que les espèces de métaux à ions libres sont les plus susceptibles de traverser les membranes. Ce concept a d'ailleurs été formalisé dans le modèle d'activité de l'ion libre (free-ion activity model (FIAM)) pour l'absorption des métaux (Tessier *et al.*, 1994). Ce modèle ne prétend pas à l'exactitude ou à l'exclusivité, mais c'est encore le meilleur pour traiter de la biodisponibilité. À remarquer que cette méthode ne rend pas compte de l'apport de métaux par ingestion et sous-estime l'exposition aux métaux pour certains organismes.

L'application du modèle FIAM requiert un certain nombre d'à priori. D'abord, qu'à des concentrations environnementales, l'activité et la concentration sont tellement semblables que la concentration d'ions peut servir à la place de l'estimation de l'activité ionique. On considère également que la concentration d'ions libres peut être estimées à partir de la concentration de métal en question et de l'important coordinat complexant dans la solution, ainsi que d'autres caractéristiques géochimiques comme le pH et le potentiel d'oxydo-réduction. L'estimation de la spéciation chimique est un sujet en évolution rapide et comporte des incertitudes non seulement quant à sa méthodologie, mais aussi quant à sa validation très difficile. Il n'est pas facile de mesurer la concentration (ou l'activité) de l'ion libre de plusieurs métaux. Mais en dépit de ces incertitudes, l'estimation de la concentration d'ions libres constitue un indice plus utile de la biodisponibilité que le recours à la concentration de métal total.

Une des principales incertitudes de l'estimation de la concentration d'ions libres est l'efficacité variable de la matière organique dissoute en coordinat. La matière organique dissoute constitue le principal coordinat qui affecte la spéciation chimique des métaux, mais c'est une substance inerte très difficile à caractériser quantitativement. Dans la présente évaluation, on a utilisé deux modèles de spéciation géochimique différents. Chaque modèle traite des complexants organiques différemment. Dans l'un, les caractéristiques complexantes de la matière organique dissoute sont modélisées en acide di-protique et on a eu recours à des paramètres qui reflètent l'interaction d'un acide di-protique générique avec les métaux. Dans l'autre, le comportement de la matière organique dissoute naturelle a été émulée par un mélange de six acides organiques purs dont les paramètres d'interaction métal-coordinat sont bien connus. Les résultats des deux modèles révèlent les mêmes tendances et sont quantitativement très semblables dans certaines conditions de concentration de coordinat et de pH, mais assez différents à d'autres égards. On a utilisé une moyenne géométrique des résultats. Les deux modèles ont servi à calculer la fraction de métal dissous présent sous forme d'ions libres dans une concentration faible et forte de coordinat, à des pressions partielles de CO_2 faibles et fortes et pour une plage de pH. La plage de pH choisie était assez étroite pour refléter la nature acide des milieux aquatique et terrestre récepteurs du Bouclier canadien. La plage de pH acides a simplifié la modélisation géochimique et son interprétation parce qu'à un pH < 7, la plus grande partie des métaux dissous sont présents sous forme d'ions libres. Le Cu et, à un degré moindre, le Pb font exception alors que les modèles indiquaient que les complexes consument une portion importante des métaux dissous au delà d'un pH d'environ 6, mais aussi selon d'autres attributs de la chimie de l'eau. Bird *et al.* (1999) présentent plus de détails sur les modèles et leur interprétation.

L'arsenic, un métalloïde, diffère de plusieurs façons des autres métaux considérés. L'arsenic peut être présent dans l'environnement sous une variété d'espèces, habituellement sous diverses formes d'oxyanions. Le FIAM ne peut être appliqué à ces espèces. En outre, la conversion d'une espèce chimique à l'autre est limitée cinétiquement et aidée indirectement par les microbes, et donc impropre à la prévision selon les modèles d'équilibre géochimique. Il est également probable que plus d'une espèce chimique d'As est responsable des effets nocifs. On a donc décidé que le meilleur modèle conceptuel applicable pour le moment est de poser que tout l'As en solution est biodisponible.

Effets sur les organismes endogés — traitement des données : Il existe beaucoup de documentation sur l'apport en métaux lourds et sur leurs effets sur les organismes endogés.

Après une première analyse de l'information aux fins de la présente évaluation, seules les études rapportant des effets relativement sensibles ont été considérées en détails. Les documents complémentaires des lignes directrices et des évaluations environnementales existantes (EC/SC, 1993; EC/SC, 1994a, b; Environnement Canada, 1996a–d, 1997e–i; CCME, 1997) ont permis d'orienter la recherche de documents et de fournir un point de départ à la sensibilité pour chaque métal. On a surtout insisté sur les documents récents, quand c'était possible, parce qu'ils sont plus souvent complets et pertinents pour ce qui concerne les effets des ions libres et la géochimie qui y est associée. Très peu de documents comportaient des mesures ou des estimations d'ions libres et encore moins d'information supplémentaire suffisante permettant l'estimation de la concentration d'ions libres, ce qui a amené l'élimination de certaines études critiques d'écotoxicologie qui n'en contenaient pas. Dans l'ensemble cependant, cette contrainte ne semble pas avoir eu d'effets sérieux sur le calcul des VESEO d'ions libres.

La deuxième analyse se préoccupe de la pertinence et d'autres critères. Étaient pertinentes les études sur les sols et les organismes représentatifs de ceux que l'on retrouve dans le Bouclier canadien. On tenait aussi compte des variables d'effet écotoxicologiques pertinentes. Dans le milieu terrestre, les critères d'effet de l'évaluation avaient rapport à 1) la croissance des espèces indigènes d'arbres et à l'efficacité des symbiontes de leurs racines et à 2) la population des invertébrés et décomposeurs de la litière capables de maintenir le niveau d'équilibre de la litière. On a proposé un troisième critère d'effet à l'évaluation pour les plantes indigènes des terres humides, mais en pratique, il était semblable au 1) ci-dessus, parce qu'il n'existe pas de données spécifiques aux espèces des terres humides.

Toutes les études d'écotoxicologie rapportaient des effets sur une variable d'effet biologique, mais sans précisions sur leur importance statistique et leur concentration seuil. Dans la présente évaluation, on a surtout insisté sur les effets chroniques sublétaux à des seuils inférieurs à 50 %. Par exemple, un effet de 25 % (CE_{25}) pour la reproduction effective de l'étude à long terme constituerait une variable d'effet préférable. Dans plusieurs cas, il était possible d'interpoler les effets à un niveau de CE_{25} même si seuls les niveaux d'effet médian, comme la CE_{50}, étaient rapportés. Les résultats n'étaient considérés que s'il existait des preuves statistiquement significatives des effets nocifs ou que ceux-ci étaient sans ambiguïté.

On a estimé la fraction de métal soluble présent sous forme d'ions libres pour chaque étude des espèces sensibles dont le pH et la concentration en phase soluble étaient fournis. Dans les études écotoxicologiques qui étudiaient les sols non filtrés, il était courant que la concentration en phase soluble ne soit pas fournie et que seule la concentration du sol total (phases solides et liquides, en poids sec) le soit. Comme ces études étaient les plus courantes, il a fallu élaborer un moyen d'estimer la concentration en phase soluble à partir des données sur la concentration du sol total. Comme la sorption dans les sols est très complexe et dépend étroitement du type de sol, l'extrapolation du coefficient de répartition solide/liquide, K_d, à partir d'autres sols aurait été inexacte. Cette extrapolation n'a été utilisée que dans les cas où l'étude rapportait une concentration dans les tissus correspondante dans les plantes supérieures. La

concentration dans les tissus est peut-être un des meilleurs indices de biodisponibilité parce qu'elle est fondée sur les actions de l'organisme. Il existe une corrélation négative entre le K_d et le rapport de concentration plante:sol — un K_d élevé indique une forte sorption et correspond à un faible apport à la plante. Cette relation a été paramétrée en un modèle de régression logarithmique de premier ordre et ce modèle a été appliqué (Bird *et al.*, 1999) pour estimer le K_d quand la concentration en phase soluble n'était pas fournie.

Une fois les données écotoxicologiques interpolées et ajustées, on les a classées en concentrations produisant un effet croissant de faible à élevé. De nombreuses études ont été énumérées. Les 10 plus critiques ont été considérées comme sources de VCT pour les sols. La méthodologie d'évaluation de la LSIP de la LCPE exige qu'on cherche (à titre de point de départ) des critères d'effet pertinents et fiables pour les espèces les plus sensibles d'intérêt. Ainsi, on a d'abord considéré l'étude rapportant des effets pertinents à la concentration la plus faible pour chaque métal. On a réexaminé cette étude en détails pour s'assurer de sa pertinence et la comparer aux autres effets rapportés les plus élevés. On a accordé le plus de confiance aux résultats des études dont la technique était saine et le rapport sans ambiguïté, et dont les concentrations ayant un effet observé les plus élevées suivantes n'étaient cependant pas sensiblement supérieures. On a élaboré et documenté des arguments ponctuels (Bird *et al.*, 1999) pour appuyer le choix des données qui allaient devenir la VCT et, éventuellement, la VESEO. Toutes les VCT sont rapportées en concentrations d'ions libres dans les eaux interstitielles sauf pour l'As dont les VCT sont rapportées en concentrations d'As dissous dans les eaux interstitielles.

Le recours aux concentrations de fond du 95^e percentile pour établir la limite inférieure des VESEO exigeait que les données sur les concentrations de fond soient aussi exprimées en concentrations d'ions libres. La distribution statistique des concentrations de fond totales étaient disponibles pour les sols et a permis la détermination de la concentration totale du 95^e percentile. Les valeurs du coefficient de répartition solide/liquide, K_d, appliquées au modèle de la charge critique pour la présente évaluation (voir ci-dessous) n'étaient pas applicables directement aux composés métalliques naturels, afin de convertir les concentrations totales en concentrations en phase soluble, parce que les valeurs du K_d étaient souvent déterminées pour des métaux ajoutés au sol récemment. Par conséquent, on a utilisé les valeurs de 95^e percentile de la distribution des valeurs établies empiriquement de K_d pour les concentrations de fond des sols non contaminés en vue de déterminer les concentrations de fond des métaux en phase soluble. Un K_d de percentile élevé était approprié parce que les composés métalliques naturels sont moins mobiles que les métaux ajoutés récemment. Dans des conditions géochimiques et de pH moyen, on a converti les concentrations de fond en phase soluble en concentrations de fond d'ions libres.

Effets sur les organismes endogés — valeurs de la VCT et de la VESEO. Le **Tableau 30** résume les valeurs de la VESEO chronique pour les organismes endogés déterminées pour le Cu, le Zn, le Ni, le Pb, le Cd et l'As.

Pour le Cu dans le sol, les concentrations produisant un effet observé calculées à partir de huit études dont les résultats étaient les plus sensibles (par ordre de sensibilité décroissante - Miles et Parker, 1979; van Gestel *et al.*, 1991; Halsall, 1977; Chang et Broadbent, 1981; Schat et Ten Bookum, 1992; Korthals *et al.*, 1996; Walsh *et al.*, 1972, citée et décrite en détails par Bird *et al.*, 1999) avaient des concentrations d'ions libres de Cu en phase soluble de 0,01 à 0,1 mg/L. Les plantes et les décomposeurs faisaient partie de cette plage. Après analyse plus détaillée, il est apparu que les études dont les doses étaient les plus sensibles étaient assez ambiguës. Aucune étude ne semblait nettement appropriée pour déterminer la VCT et on a choisi une étude dont les résultats étaient moyens (Schat et Ten Bookum, 1992) avec des doses sublétales de 0,04 mg/L. Ces doses s'appliquaient à la croissance des racines d'une herbe et comme aucune démarcation nette n'était faite entre plantes et décomposeurs, cette dose a servi de VCT pour les plantes et les décomposeurs. On a là une valeur supérieure à la concentration de fond

estimée d'ions libres de 95^e percentile, de sorte que la VCT n'a été établie qu'à partir des données sur les effets.

Pour le Zn dans le sol, une démarcation plus nette était faite entre les concentrations produisant un effet observé chez les plantes et chez les décomposeurs, ce qui a permis de calculer deux VCT distinctes. L'étude dont les résultats étaient les plus sensibles portait sur un ver *Enchytraeid* (Posthuma *et al.*, 1997) et avait l'avantage sur toutes les autres (citées et décrites en détails par Bird *et al.*, 1999) de fournir les données requises. L'étude suivante dont les résultats étaient les plus sensibles pour les invertébrés (Smit et van Gestel, 1996; Chang et Broadbent, 1981; Sheppard *et al.*, 1993) rapportait des concentrations produisant un effet observé d'environ le triple de l'étude de Posthuma *et al.* (1997) et venait donc appuyer le choix fait. L'effet observé de l'étude était lié à une CE_{50} de l'exposition chronique réduisant la reproduction, et la concentration d'ions libres produisant un effet observé choisie comme VCT était de 28 mg/L. Cette VCT est supérieure à la concentration de fond d'ions libres de 95^e percentile, de sorte que la VCT pour les décomposeurs a été calculée à partir des seules données sur les effets. Pour les plantes, la concentration produisant l'effet le plus sensible était liée au déclenchement du temps de floraison (Sheppard *et al.*, 1993) avec une étude sur l'exposition chronique à dose non létale. Les études dont les concentrations produisant l'effet le plus sensible suivantes pour les plantes (MacLean, 1974; Dixon et Buschena, 1988) rapportaient des concentrations avec effet observé en deçà d'environ quatre fois l'effet le plus sensible et venaient appuyer le choix fait. La concentration d'ions libres avec effet observé utilisée comme VCT était de 0,46 mg/L, soit une valeur supérieure à la concentration de fond d'ions libres de 95^e percentile, de sorte que la VCT pour les plantes a aussi été calculée à partir des seules données sur les effets.

Pour le Ni dans le sol, une étude dont les effets étaient les plus sensibles rapportait des concentrations produisant un effet observé d'un ordre de grandeur plus faibles que toutes les autres, de sorte qu'elle était trop isolée pour servir de VCT. La deuxième étude aux effets les plus sensibles suivants (Dixon, 1988) était plus représentative. Elle rapportait les effets non létaux d'une CE_{72} à une concentration d'ions libres de 0,2 mg/L. L'effet observé était une infection mycorhizienne des racines du chêne, une variable d'effet très pertinente pour la forêt boréale où les relations mycorhizienne symbiotique sont souvent essentielles à la survie de l'arbre. Aucune étude sur les invertébrés ne faisant état d'une sensibilité semblable, cette valeur a servi de VCT. Les cinq études suivantes dont les résultats étaient les plus sensibles (Wilke, 1988; Dixon et Buschena, 1988; Dixon, 1988; Taylor, 1989; Taylor *et al.*, 1992, citée et décrite en détails par Bird *et al.*, 1999) rapportaient des concentrations produisant un effet observé en deçà de quatre fois les 0,2 mg/L et venaient appuyer solidement le choix de la VCT. Cette VCT est presque 10 fois supérieure à la concentration de fond d'ions libres de 95^e percentile calculée de sorte que la VCT a été établie à partir des seules données sur les effets.

Pour le Pb dans le sol, on a choisi la cinquième étude qui rapportait l'effet le plus sensible (Seiler et Paganelli, 1987), même si son effet était environ dix fois moins sensible que le plus sensible. La concentration avec effet observé était de 0,12 mg/L pour une CE_{40} sur la croissance des rejets de souche et des racines d'épinettes, une variable d'effet très pertinente. Les études dont les résultats les plus sensibles étaient plus élevés (Balba *et al.*, 1991; Miles et Parker, 1979) traitaient d'espèces moins pertinentes (les tomates, par exemple) et étaient entachées d'incertitudes quant aux valeurs du K_d et aux fractions solubles de plomb présent sous forme d'ions libres. Les quatre études suivantes qui rapportaient des variables d'effet le plus sensible (Chang et Broadbent, 1981; Seiler et Paganelli, 1987; Wilke, 1988; Dixon et Buschena, 1988) de trois fois la VCT venaient appuyer ce choix. À l'exception de deux études comportant des variables d'effet pour les microbes, toutes les études traitaient de variables d'effet sur les plantes, de sorte que la VCT pour les plantes a été attribuée aussi aux décomposeurs. La VCT est presque dix fois supérieure à la concentration de fond d'ions libres de 95^e percentile calculée de sorte que la VCT a été établie à partir des seules données sur les effets.

Pour le Cd dans le sol, l'étude dont la variable d'effet le plus sensible était la plus élevée (Ibekwe *et al.*, 1996) était aussi la seule traitant des sols qui ait rapporté des données écotoxicologiques sur les concentrations d'ions libres. Elle utilisait des techniques très différentes des autres études en ceci que les concentrations d'ions libres étaient contrôlées en culture de solution avec des chélateurs spécifiques. Comme ses résultats étaient cinq fois supérieurs aux résultats les plus sensibles suivants et que sa technique était nouvelle et n'était pas acceptée unanimement dans la documentation, on ne l'a pas utilisée pour le calcul de la VCT. L'étude suivante dont les résultats étaient les plus sensibles (Wetzel et Werner, 1995) a été choisie pour établir la VCT et rapportait une CE_{20} non létale pour un symbionte des racines des plantes avec un effet observé à une concentration de 0,008 mg/L. Aucune des dix études dont les résultats étaient les plus sensibles n'offrait de données sur les décomposeurs. Cette VCT est 20 fois supérieure à la concentration de fond d'ions libres de 95^e percentile calculée de sorte que la VCT a été établie à partir des seules données sur les effets. Cette VCT se situe à mi-chemin, cinq fois supérieure et cinq fois inférieure, des études dont les résultats sont les plus et les moins sensibles (Ibekwe *et al.*, 1996; Wetzel et Werner, 1995; Bingham *et al.*, 1975; Wilke, 1988; Taylor et Stadt, 1990, citée et décrite en détails par Bird *et al.*, 1999) et est ainsi appuyée par les autres études.

Pour l'As dans le sol, l'étude dont les variables d'effet le plus sensible sont les plus élevées (Wetzel et Werner, 1995) traitait de plantes et de leurs symbiontes en milieu de culture à la gélose. Elle rapportait une concentration avec effet observé cinq fois inférieure aux études suivantes. Les sept études suivantes dont les variables d'effet le plus sensible sont les plus élevées (Steevens *et al.*, 1972; Jacobs *et al.*, 1970; Woolson, 1973; Jacobs et Keeney, 1970; Sheppard *et al.*, 1982) rapportaient des concentrations avec effet observé allant de 0,05 à 0,50 mg/L et traitaient toutes de plantes croissant dans le sol. Ce milieu de culture est plus pertinent mais l'interprétation est compliquée du fait que dans les sept cas, le K_d était calculé à partir du rapport de concentrations plante:sol. Le choix de la VCT (Woolson, 1973) a été fait parce que le K_d sous-jacent semblait le plus fiable des sept études. La concentration avec effet observé était une CE_{20} de 0,07 mg/L avec un effet non létal observé sur le rendement de la plante. C'est 100 fois la concentration de fond d'ions libres de 95^e percentile calculée, de sorte que la VCT pour les plantes a été calculée à partir des données sur les effets seulement. Parmi les 10 études dont les résultats étaient les plus sensibles, une seule traitait de l'activité de la phosphatase (Wilke, 1988) et elle a servi de VCT pour les organismes décomposeurs. La concentration avec effet observé était une CE_{50} de 1,9 mg/L, valeur bien supérieure aux concentrations de fond.

Dans tous les cas de VCT dans le sol, le facteur d'application a été établi à un, en partie parce que les variables d'effet s'appliquaient très bien aux critères d'effet sur la croissance des arbres et des symbiontes des arbres et sur la décomposition de la litière, en partie parce que la VCT de certains éléments (le Zn en particulier) dépassait de très peu les concentrations de fond naturelles de 95^e percentile. C'est ainsi que les VCT sont devenues les VESEO[11]. Pour un métal donné, lorsque la VESEO pour les effets sur les plantes différait de la VESEO pour les effets sur les décomposeurs (le Zn et l'As, par exemple), on choisissait la valeur inférieure comme VESEO « primaire » pour calculer les charges critiques et les quotients de risque « primaires » (Section 3.0). Lorsqu'on la compare, à la concentration de métal total d'un sol semblable, la VESEO choisie (**Tableau 30**) s'apparente bien aux synthèses existantes (CCME, 1991; Klepper et van de Meent, 1997).

[11] Comme on l'a signalé, le facteur d'application ayant été établi à un, la VESEO est égale à la VCT. Il faut cependant établir clairement que contrairement aux VESEO typiques, ces seuils constituent les concentrations qui ont des effets faibles sur les organismes sensibles.

Effets sur les organismes endogés — charges critiques : La VESEO représente la concentration dans un sol qui, si elle était dépassée, pourrait causer une réduction non létale (de 20 %, par exemple) du rendement d'organismes cruciaux. Plusieurs processus lient la concentration dans le sol aux flux de retombées de métaux au sol et à la surface des végétaux. On a appliqué à ces processus un modèle qui simule le transport de l'eau et des polluants dans le sol. Plusieurs postulats étaient nécessaires.

Le premier postulat nécessaire à l'élaboration du modèle était que seul le métal soluble dans les retombées à la surface du sol seraient considérées. On supposait que la fraction insoluble ne serait libérée que très lentement et était donc sans conséquence. On considérait aussi que le flux de métal dans le sol se faisait par diffusion et convection avec l'eau. Le flux d'eau descendant résulte de l'excès des précipitations et le flux ascendant, de l'évapotranspiration et de l'ascension capillaire. On considérait enfin que les métaux étaient sorbés sur les solides du sol immobile en relation avec le K_d. Le modèle a été formulé comme solution analytique à l'équation convection/dispersion et validé par Elrick *et al.* (1994, 1997).

Les paramètres d'entrée ont été choisis afin qu'ils reflètent la forêt boréale et les conditions du Bouclier canadien (Sheppard *et al.*, 1999). On a assigné aux paramètres les meilleures valeurs estimées (médiane de distribution des valeurs possibles), pour les utiliser de manière déterministe, et les valeurs de distribution théorique pour les utiliser de manière probabiliste. Pour les simulations probabilistes (1 000 exécutions du modèle), les valeurs des paramètres ont été tirées de leurs distributions statistiques pour chaque exécution, en prenant soin d'établir les corrélations appropriées entre les paramètres. Les paramètres établis pour la présente évaluation était le flux net d'eau (médiane 0,47, plage 0,25-0,68 m/a), la vitesse effective de l'eau (médiane 3,6, plage 3,5-10,7 m/a), la teneur en eau (médiane 0,13, plage 0,05-0,20 m^3/m^3), le pH (médiane 5,1, plage 3,5-7,0), le coefficient de dispersion (médiane 0,0067, plage 0,005-0,01 m^2/a) et le K_d. Les moyennes géométriques précisées pour le K_d (L/kg) étaient Cu : 314, Zn : 63, Ni : 116, Pb : 534, Cd : 40 et As : 417. L'écart-type géométrique (ETG) pour K_d a été établi à 5 et les troncatures à deux ETG au-dessous et au-dessus de la moyenne géométrique.

Un dernier postulat important était d'utiliser les résultats du modèle à des concentrations à l'état d'équilibre dans le sol, ce qui est désirable puisque les concentrations sont constantes une fois l'état d'équilibre atteint. L'état d'équilibre a été défini à une profondeur de 5 cm dans le sol. Les résultats du modèle ont démontré que l'état d'équilibre peut n'être atteint qu'après le passage de plusieurs siècles de flux constants (Sheppard *et al.*, 1999). Il est peu probable que les flux soient constants pour des périodes aussi longues, bien que des régions métallifères d'Europe aient été exploitées successivement pendant de telles périodes. En l'absence de critère quelconque pour définir la durée et après avoir posé que les horizons de surface atteindront l'état d'équilibre beaucoup plus rapidement que les horizons plus profonds, on a utilisé seulement les résultats à l'état d'équilibre. Il faut signaler qu'à cause des émissions historiques de certaines installations, les concentrations de métal dans certains sols à proximité de ces installations doivent diminuer avant d'atteindre les niveaux de l'état d'équilibre.

Le modèle a été exécuté avec, en entrée, une unité de densité de flux de métal soluble à la surface, ce qui a produit les concentrations d'ions libres en solution à 5 cm. Comme le modèle est linéaire pour la concentration, les résultats pouvaient alors être réduits avec le flux ou la concentration. Le résultat était un rapport concentration de sol à l'état d'équilibre:densité de flux d'entrée. À cause de la linéarité du modèle, ce rapport pouvait être appliqué à n'importe quelle VESEO pour prédire la densité du flux nécessaire pour obtenir une concentration donnée.

On a considéré que les ions métalliques du contexte naturel et ceux des polluants ont les mêmes effets biologiques, et que les concentrations sont additives. Par conséquent, les charges critiques ont été

définies comme la densité de flux à la surface qui augmentera la concentration médiane d'ions libres attendue au niveau de concentration de la VESEO.

Des exécutions déterministes des valeurs médianes pour tous les paramètres ont servi à établir les charges critiques « médianes » (CC_{50}), et des exécutions probabilistes ont servi pour établir les écarts-types de ces médianes. Les écarts-types des charges critiques médianes proviennent des variations dans les concentrations de fond d'ions libres et des paramètres du modèle. Dans tous les cas, on considérait les VESEO comme invariantes. Les variations dans les paramètres du contexte et du modèle servaient surtout à représenter la variabilité spatiale du Bouclier canadien.

Une charge critique médiane (50^e percentile) est la densité de flux qui amènera des concentrations à l'état d'équilibre inférieures à la VESEO dans 50 % des sols du Bouclier. De même, lorsque les retombées atteignent le 10^e percentile de la charge critique (CC_{10}), on sait que 90 % des sols du Bouclier ont des concentrations à l'état d'équilibre inférieures à la VESEO. Les organismes terrestres peuvent subir des effets équivalents à une réduction de 20 % de leur rendement dans les 10 % de sols restant. Le **Tableau 31** présente la moyenne géométrique et les 25^e et 10^e percentiles des charges critiques pour les sols.

Effets sur les organismes aquatiques – traitement des données : En général, le traitement des données et le choix des VCT pour les organismes aquatiques étaient semblables à ceux pour les organismes endogés (Bird *et al.*, 1999). Dans les eaux de surface, les critères d'effet étaient liés 1) à la survie des populations d'invertébrés pélagiques et benthiques, ou les deux, 2) à la survie des populations de poissons et 3) à la productivité des plantes aquatiques.

L'objectif de la présente partie du travail était d'établir les niveaux auxquels les organismes subissent des effets chroniques faibles. Cependant, la documentation écotoxicologique sur les organismes aquatiques contient plus d'études aiguës que chroniques. Pour composer avec cette réalité, on a élaboré une banque de données comportant des données provenant d'études qui rapportaient des effets aigus et chroniques. En général, les concentrations donnant lieu à des effets chroniques étaient plus faibles que celles donnant lieu à des effets aigus, comme on s'y attendait, mais d'un organisme ou d'un élément à l'autre, le rapport ne changeait pas de façon uniforme. Par conséquent, un rapport de concentration médiane avec effet observé chronique:aiguë de 0,35 a été calculé et a servi à la conversion des concentrations avec effet aigu observé en concentrations avec effet chronique observé. Pour le calcul des VCT, on a privilégié les résultats des études sur les effets chroniques, mais on a utilisé ceux des études sur les effets aiguës lorsqu'elles présentaient des concentrations avec effet observé plus de 2,8 fois (2,8 est l'inverse de 0,35) inférieures à celles des études chroniques semblables.

Des arguments ont été élaborés et documentés dans chaque cas pour appuyer le choix des données qui serviraient à établir la VCT. Souvent, le pH et la dureté de l'eau ont servi de critère de sélection des données. On a privilégié les données provenant d'études qui avaient utilisé un pH faible (5,5-7,0) et une eau douce (moins de 10 mg/L) puisque ces conditions sont celles que l'on retrouve sur le Bouclier canadien. Comme l'écotoxicologie aquatique dispose de plus d'essais biologiques pour des espèces spécifiques, on a décidé de faire la moyenne des concentrations avec effet observé des études traitant des mêmes espèces et des mêmes conditions, lorsque les concentrations avec effet observé étaient comparables. Dans presque tous les cas, il y avait suffisamment de données pour établir une VCT pour chacun des trois critères d'effet. Toutes les VCT et les VESEO sont rapportées en concentrations d'ions libres, sauf pour l'As dont les VCT sont rapportées en concentrations d'As dissous.

Effets sur les organismes aquatiques — valeurs des VCT et des VESEO : Le **Tableau 32** résume les VESEO chroniques pour les organismes aquatiques estimées pour le Cu, le Zn, le Ni, le Pb, le Cd et l'As.

Pour le Cu et les invertébrés aquatiques, l'étude de Geisey *et al.* (1983) a recours à une eau douce appropriée et rapporte des effets sur les organismes sensibles. L'étude rapportait les concentrations d'ions libres calculées et mesurées, mais pour des raisons de cohérence, les modèles géochimiques appliqués tout au long de la présente évaluation ont servi à établir les concentrations d'ions libres avec effet observé. Les VCT qui en sont tirées, ajustées par le rapport chronique:aiguë, était de 0,98 µm/L. Cette valeur étant inférieure à la concentration de fond d'ions libres du 95^{e} percentile, c'est la concentration de fond d'ions libres qui est utilisée comme VCT.

Pour le Cu et les poissons, plusieurs études sur l'exposition aiguë étaient également pertinentes (Cusimano *et al.*, 1986; Anadu *et al.*, 1989; Welsh *et al.*, 1996) et la concentration moyenne avec effet aigu observé était de 1,9 µg/L. Convertie en concentration chronique par le rapport de 0,35, cette valeur est établie à 0,67 µm/L, soit une valeur inférieure à la concentration de fond d'ions libres du 95^{e} percentile. Ainsi, tout comme pour les invertébrés, la VCT pour le Cu est établie à la concentration de fond d'ions libres de 1,0 µg/L.

Pour le Cu et les plantes aquatiques, on n'a trouvé de données que pour les algues (Gachter *et al.*, 1973; Stokes, 1981; Vavilin *et al.*, 1995). Elles étaient également pertinentes et la concentration moyenne avec effet observé était de 2,6 µg/L. Cette valeur étant supérieure au 95^{e} percentile de la concentration de fond d'ions libres, la VCT d'ions libres a été établie à 2,6 µg/L.

Pour le Zn et les invertébrés aquatiques, la seule étude parmi celles qui ont été considérées qui utilisait de l'eau douce était celle de Belanger et Cherry (1990) : elle a donc été choisie pour établir la VCT. Une CE_{20} entraînant une réduction de la fécondité après sept jours a été interpolée à partir de leurs données et représentait une concentration d'ions libres de 48 µg/L. Cette valeur est quatre fois supérieure au 95^{e} percentile de la concentration de fond d'ions libres de 12 µg/L, de sorte que la VCT a été établie à partir des seules données sur les effets.

Pour le Zn et les poissons, plusieurs études d'exposition étaient pertinentes. L'étude rapportant l'effet chronique observé le plus sensible avait des concentrations avec effet observé supérieures aux études rapportant des effets aigus observé : on ne l'a donc pas utilisée. Les trois études rapportant les effets aigus observés les plus sensibles (Cusimano *et al.*, 1986; Bradley et Sprague, 1985; Anadu *et al.*, 1989) traitaient de la même espèce, *Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel) et étaient comparables, de sorte qu'on a fait la moyenne de leurs concentrations avec effet observé. Comme il s'agissait d'études sur les effets aigus, on a utilisé le facteur 0,35, pour une VCT de 39 µg/L. Cette valeur est trois fois supérieure au 95^{e} percentile de la concentration de fond d'ions libres, de sorte que la VCT a été établie à partir des seules données sur les effets.

Pour le Zn et les plantes aquatiques, on n'a trouvé de données que sur les algues et on a fait la moyenne des concentrations avec effet observé des deux études dont les effets observés étaient les plus sensibles (Stokes, 1981; Bartlett *et al.*, 1974) pour obtenir une VCT de 45 µg/L. Cette valeur est nettement supérieure à la concentration de fond d'ions libres, de sorte que la VCT a été établie à partir des seules données sur les effets.

Pour le Ni et les invertébrés aquatiques, l'étude avec effet observé le plus sensible qui utilisait l'eau douce était celle de van Frankenhuyzen et Geen (1987). Ils traitaient de la croissance et de la survie

de la phrygane (*Clistoronia magnifica*) et on a calculé une CE_{25} à partir de leurs données. La concentration avec effet observé d'ions libres choisie comme VCT était de 35 µg/L ce qui est 20 fois supérieur au 95^{e} percentile de la concentration de fond d'ions libres, soit 1,8 µg/L, de sorte qu'elle a été utilisée comme VCT.

Pour le Ni et le poisson, les données sur *Oncorhynchus mykiss* dans Nebeker *et al.* (1985) ont été choisies de préférence à celles d'autres espèces parce qu'elles étaient disponibles pour la plupart des éléments traités dans la présente évaluation, et permettaient la considération de la toxicité additive. Une CE_{25} de 53 µg/L entraînant une réduction de la croissance a été utilisée comme VCT, ce qui représente une valeur 30 fois supérieure au 95^{e} percentile de la concentration de fond d'ions libres.

Pour le Ni et les plantes aquatiques, on n'a trouvé de données que pour les algues et celles de Stokes (1981) ont été utilisées pour établir la VCT. La CE_{25} était de 18 µg/L et, cette valeur étant nettement supérieure à la concentration de fond d'ions libres, elle a servi de VCT.

Pour le Pb et les invertébrés aquatiques, seule l'étude de Mackie (1989) rapportait un effet observé sensible et utilisait l'eau douce. Plusieurs espèces étaient étudiées, la plus sensible étant *Hyalella azteca* pour laquelle on rapportait un effet aigu observé (CL_{50}) à 20 µg/L. Avec l'ajustement du rapport chronique:aiguë de 0,35, la VCT devient 6 µg/L. Cette valeur est 10 fois supérieure au 95^{e} percentile de la concentration de fond d'ions libres de 0,64 µg/L et a donc servi de VCT.

Pour le Pb et les poissons, l'étude de Davies *et al.* (1976) était la plus appropriée et traitait de *Oncorhynchus mykiss*. Une CE_{25} entraînant des difformités chez les alevins s'est produite à 18 µg/L. Elle a été utilisée comme VCT puisqu'elle est nettement supérieure au 95^{e} percentile de la concentration de fond d'ions libres.

Pour le Pb et les plantes aquatiques, on n'a trouvé de données que pour les algues et celles de Stokes (1981) ont été utilisées. Un effet chronique (CE_{25}) a été observé à 39 µg/L : cette valeur a servi de VCT.

Pour le Cd et les invertébrés aquatiques, trois études (deux espèces dans Lawrence et Holoka, 1991; une espèce dans Suedel *et al.*, 1997) étaient comparables dans leurs méthodes et par la sensibilité de leurs effets, de sorte qu'on a fait la moyenne des concentrations avec effet observé. Les expositions étaient chroniques et les doses entraînant un effet n'était pas supérieure à une CE_{39}. La moyenne des concentrations avec effet observé utilisée comme VCT était de 0,18 µg/L. Cette valeur est environ deux fois supérieure au 95^{e} percentile de la concentration de fond d'ions libres de 0.084 µg/L, de sorte que la VCT a été établie à partir des seules données sur les effets.

Pour le Cd et les poissons, deux études traitant de *Oncorhynchus mykiss* (Cusimano *et al.*, 1986; Anadu *et al.*, 1989) étaient comparables de sorte que leur moyenne a servi à calculer la VCT. Les deux faisaient l'étude d'expositions aiguës et le rapport de 0,35 a été utilisé pour calculer une dose avec effet observé de 0,25 µg/L. Cette valeur est supérieure au 95^{e} percentile de la concentration de fond d'ions libres et a donc servi de VCT.

Pour le Cd et les plantes aquatiques, on n'a trouvé de données que sur les algues et deux études (Vocke *et al.*, 1980; Stokes, 1981) utilisaient les mêmes organismes dans des conditions semblables. Ainsi, on a fait la moyenne des concentrations avec effet observé pour arriver à une VCT des ions libres de 5,5 µg/L, ce qui est nettement supérieur à la concentration de fond.

Pour l'As et les invertébrés aquatiques, une fois ajustée par le rapport chronique:aiguë de 0,35, l'étude d'exposition aiguë de Passino et Novak (1984) rapportait des effets plus sensibles que les études chroniques. L'étude avait recours à de l'As(V) et à *Bosmina longirostris*. Après ajustement, la dose avec effet observé était de 300 µg/L (exprimée en As dissous total). Cette valeur est nettement supérieure au 95^e percentile de la concentration de fond de 0,93 µg/L, de sorte que la VCT a été établie à partir des seules données sur les effets.

Pour l'As et les poissons, l'étude de Birge *et al.* (1983a) était adéquate. Elle étudiait *Oncorhynchus mykiss* à des expositions chroniques d'As(III) et a permis le calcul d'une CE_{25} interpolée. La VCT établie à partir de l'As dissous total était de 375 µg/L, nettement au-dessus de la concentration de fond.

Pour l'As et les plantes aquatiques, on a fait la moyenne des doses avec effet observé de deux études (Vocke *et al.*, 1980; Planas et Healey, 1978), en partie à cause des incertitudes liées à l'interprétation de l'étude rapportant les effets les plus sensibles. Les effets observés étaient une CE_{42} et une CE_{25}, et les concentrations moyennes totales d'As dissous avec effet observé étaient de 21 µg/L et ont servi de VCT. Les études avaient utilisé de l'As(V). Cette VCT est nettement supérieure aux concentrations de fond.

Pour toutes les VCT dans les systèmes aquatiques, le facteur d'application était de un parce que les variables d'effet étaient applicables aux critères d'effet et parce que, dans certains cas (par exemple, le Cd et le Zn), les VCT n'étaient pas de beaucoup supérieures aux concentrations de fond naturelles. C'est ainsi que dans tous les cas, les VCT sont devenues les VESEO. Le 95^e percentile de la concentration de fond d'ions libres a été utilisée comme VCT pour le Cu, tant pour les invertébrés aquatiques que pour les poissons. Dans tous les autres cas, les VCT (et les VESEO) ont été établies à partir des données sur les effets. Pour chaque métal, la VESEO « primaire » utilisée pour calculer les charges critiques et les quotients de risque « primaires » (Section 3.0) était la VESEO la plus faible estimée pour les invertébrés, les poissons et les plantes aquatiques (**Tableau 30**). Le choix des VESEO, lorsqu'on le compare à des concentration semblables d'élément dissous, s'apparentait aux synthèses antérieures (CCME, 1991; de Vries et Bakker, 1996). Cette similitude n'est pas surprenante puisque les mêmes données ont servi dans la présente étude.

Effets sur les organismes aquatiques — charges critiques : Tout comme dans le calcul des charges critiques pour les sols, le premier postulat pour le milieu aquatique est qu'on ne doit considérer que la partie soluble du métal dans le flux d'eau de surface. Le plan d'eau est considéré comme un réservoir de mélange et l'eau de dilution y pénètre par le bassin récepteur terrestre. La perte de polluants se fait par lavage vers l'aval et par intégration aux sédiments. Le transfert des sédiments est un processus de premier-ordre qui dépend de la concentration de métal dissous et qui est corrélé au pH. La production de sédiments par les processus de la colonne d'eau est indépendante du taux de transfert du métal aux sédiments. On considère qu'une fois les polluants enterrés sous 10 cm de sédiments frais, ils sont effectivement retirés du milieu du biote. Le transfert de polluants aux sédiments est corrélé positivement au pH, de sorte que selon l'analyse probabiliste, le transfert aux sédiments sera plus élevé si le pH de l'eau est plus élevé.

Les paramètres du modèle établis pour la présente évaluation (Sheppard *et al.*, 1999) étaient les suivants : plan d'eau/région lacustre (médiane 1×10^5, plage 1×10^4–7×10^7 m^2), bassin récepteur terrestre (médiane 1×10^6, plage 6×10^4–7×10^7 m^2), profondeur plan d'eau/lac (médiane 4,7, plage 0,7–27 m), taux d'accumulation des sédiments (médiane 0,17, plage 0,012–2,6 kg/m^2/a), épaisseur des nouveaux sédiments (biologiquement actifs) (médiane 0,056, plage 0,01–0,1 m), précipitation nette (médiane 0,31, plage 0,08 to 0,57 m/a) pH de l'eau (médiane 6,2, plage 5,5–7,0). La moyenne

géométrique, l'ETG ainsi que les limites supérieures et inférieures de la constante du taux de premier-ordre, alpha (a^{-1}), pour le transfert aux sédiments étaient spécifiques à chaque élément, mais étaient tous corrélés au pH avec r = 0,8. Les moyennes géométriques (et les ETG) étaient : Cu : 0,48 (4,0), Zn : 1,3 (3,7), Ni : 0.24 (7.5), Pb : 1,9 (3,7), Cd : 2,0 (3,7) et As : 1,5 (6,9).

Le modèle des eaux de surface atteint l'état d'équilibre en quelques années de sorte que l'étude des résultats à l'état d'équilibre n'est pas une hypothèse difficile à faire. Le modèle a été exécuté avec, en entrée, une unité de densité de flux de métal soluble à la surface de l'eau et a calculé les concentrations d'ions libres dans la colonne d'eau. Tout comme pour le modèle des sols, le modèle des eaux de surface est linéaire quant aux concentrations et peut être réduit avec le flux et la concentration. On a défini les charges critiques comme la densité de flux vers les eaux de surface qui amènera la concentration de fond d'ions libres existante à la concentration de la VESEO.

Il est difficile de modéliser le transfert de polluants du bassin récepteur terrestre vers le plan d'eau. Cette question relève en grande partie du temps nécessaire pour atteindre l'état d'équilibre. Un flux constant de métal vers la seule surface des eaux permet d'atteindre l'état d'équilibre en moins de 5 a. Mais comme on l'a déjà mentionné, le temps nécessaire pour que les quelques centimètres supérieurs du sol atteignent l'état d'équilibre était de quelques siècles. De sorte qu'atteindre l'état d'équilibre pour un plan d'eau serait beaucoup plus long, peut-être 10^4 a. En outre, les rejets historiques importants ont permis l'accumulation de métaux dans le bassin récepteur des lacs situés près des installations de traitement. Par conséquent, les concentrations de métal dans ces lacs devraient être réduites au niveau de l'état d'équilibre estimé ici.

Il ne serait pas raisonnable de recourir à l'hypothèse de l'état d'équilibre pour un plan d'eau et le choix d'une période de temps affecterait la façon de modéliser la pollution du sol. Le transfert de polluants du bassin récepteur terrestre au plan d'eau est souvent paramétré au moyen d'un rapport de transfert. En théorie, au commencement de la pollution atmosphérique, le rapport de transfert est près de zéro. La plus grande partie des polluants retombés dans le milieu terrestre y est retenu d'abord. Lorsque le plan d'eau a atteint son véritable état d'équilibre, le rapport de transfert est de un par définition — le débit sortant du bassin récepteur terrestre égale le débit entrant. Ainsi, la modélisation du transfert de polluants du bassin récepteur terrestre au plan d'eau dépend étroitement du temps. En outre, il dépend étroitement du site et est difficile à traiter de façon générique. On suppose ici qu'il n'y a aucun transfert provenant du bassin récepteur terrestre et, dans un calcul distinct (Sheppard *et al.*, 1999, Annexe), on établit que le potentiel de sous-estimation de la concentration de l'eau des lacs, un rapport de transfert de 0,25 étant supposé, est d'environ cinq fois.

Tout comme pour les charges critiques des sols, des exécutions déterministes des valeurs médianes pour tous les paramètres ont servi à établir les charges critiques « médianes », et des exécutions probabilistes ont servi pour établir les écarts-types de ces médianes. Les écarts-types des charges critiques médianes proviennent des variations dans les concentrations de fond d'ions libres et des valeurs choisies pour les paramètres du modèle. On considérait les VESEO comme invariantes. Les variations dans les paramètres du contexte et du modèle servaient surtout à représenter la variabilité spatiale, parce que les milieux récepteurs pouvaient être n'importe où dans le Bouclier canadien.

En plus des charges critiques médiane (50^e percentile), on a calculé celles des 25^e et 10^e percentiles. L'interprétation d'une charge critique de 10^e percentile, par exemple, est qu'à cette densité de flux, 90 % des lacs du Bouclier canadien auraient une concentration à l'état d'équilibre inférieure à la VESEO. Les organismes aquatiques dans les 10 % des lacs restant pourraient subir des effets non létaux (une réduction du rendement de l'ordre de 20 %). Le **Tableau 33** présente les diverses charges critiques.

2.4.1.2 Déversements dans l'eau

La section qui suit résume l'information sur les effets des déversements directs dans l'eau de la CCR, de la CEZinc et de la CTO. Beak International (1999) présente plus de détails sur cette question.

2.4.1.2.1 Toxicité de l'effluent entier

Les données sur les tests de toxicité de l'effluent entier révèlent le pourcentage de concentration qu'un effluent doit atteindre pour tuer la moitié des organismes testés (CL_{50}), ou celui nécessaire pour réduire de moitié leur croissance ou leur reproduction (CI_{50}), après exposition de l'organisme pendant une période donnée. Les tests de court terme (aigus) sont pertinents pour les organismes, comme les invertébrés pélagiques, qui sont exposés pendant de courtes périodes à la portion du panache dont les concentrations sont élevées. Les tests de long terme (chroniques) sont plus pertinents pour les organismes, tels les poissons, qui se maintiennent ou résident, du moins en partie, dans le panache pendant de longues périodes de temps. Le **Tableau 34** résume les données des tests sur la toxicité aiguë et chronique pour les effluents des exploitations de cuivre et de zinc considérées dans la présente évaluation.

L'installation de la CCR contribue au contenu en métal de l'effluent de la SEEU de la CUM. Des tests de toxicité ont été effectués sur des échantillons instantanés de l'effluent traité de la SEEU de la CUM, collectés sur une période de six jours en 1996 (MEF/EC, 1998). Ces tests n'ont révélé aucune toxicité aiguë pour *Daphnia magna* (un invertébré pélagique) ou pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Toutefois, des tests chroniques ont révélé des effets sur la croissance de la tête-de-boule. Les produits chimiques qui ont contribué potentiellement à la toxicité chronique de l'effluent de la SEEU de la CUM comprenaient des agents de surface (non ioniques et anioniques), des métaux lourds (Cu, Cr) et l'ammoniac. Des questions ont été soulevées quant à la validité des échantillons instantanés testés et à la qualité des résultats des tests chroniques; on prévoit répéter ces tests.

Des tests de toxicité effectués sur l'effluent traité de la CEZinc en 1997 ont révélé une toxicité aiguë et chronique avant l'ajustement du pH des eaux testées (pH 9,5-12). Des tests aigus sur *Daphnia magna*, la tête-de-boule et la truite arc-en-ciel exposées à l'effluent à pH ajusté en 1997 et 1998 ont révélé que l'effluent n'était pas toxique à un pH de 7,2 à 8,6. Dans des test chroniques, un échantillon d'effluent de 1998 à un pH de 8,6 (non ajusté) n'était pas toxique pour la tête-de-boule et pour l'algue *Selenastrum capricornutum*. Il semble donc que le pH soit un facteur critique de détermination de la toxicité d'un effluent. Le pH est maintenant mieux contrôlé dans le processus d'épuration des eaux usées.

Des tests de toxicité aiguë effectués sur les effluents traités de la Cominco à Trail en 1994-1995 ont révélé des CL_{50} pour la truite arc-en-ciel de 8 % à 77 % de la concentration de l'effluent C-II et de 11 % à 26 % de la concentration de l'effluent C-III (Duncan et Antcliffe, 1996). Les principaux responsables de cette toxicité étaient le Cd et le Zn pour C-II et le Cd, le Zn, le Tl, le F et le NH_3 pour C-III. À la suite d'un programme de réduction du Cd, les données de tests de toxicité plus récents (1998, communication personnelle avec les exploitants) révèlent une toxicité considérablement réduite, avec des CL_{50} de 71 % à 100 % pour C-II et de 76 % à 100 % pour C-III. L'exutoire C-IV et Stoney Creek ne sont pas associés à la production actuelle de zinc mais comme leur effluent se décharge en amont de C-II et C-III, ils peuvent contribuer aux effets observés dans le fleuve.

L'étude de la configuration spatiale de la dilution de l'effluent dans les eaux réceptrices et des concentrations de l'effluent que subit le biote aquatique selon sa position et ses mouvements probables permet d'estimer les incidences de la toxicité des effluents totaux sur les organismes aquatiques qui

résident dans les eaux réceptrices. Les changements de pH et de dureté des eaux réceptrices, comparés à la pleine concentration de l'effluent, peuvent aussi être des facteurs importants.

2.4.1.2.2 Calcul des VCT et des VESEO

On peut également estimer les effets potentiels du déversement de produits chimiques dans des eaux réceptrices en comparant les concentrations attendues de chaque produit dans le panache à des concentrations repères (concentration avec effet observé). Ces repères, qui constituent l'estimation des effets toxiques faibles sur les organismes aquatiques sensibles, ont servi à définir les VCT pour les organismes aquatiques exposés aux effluents. Le facteur d'application utilisé pour calculer les VESEO a été établi à un, pour éviter que les VESEO ne soient à l'intérieur de la plage des concentrations naturelles et parce que la banque de données sur la toxicité est suffisante pour les produits chimiques considérés. Les VESEO calculées afin de les appliquer aux eaux des lacs du Bouclier canadien (Section 2.4.1.1.3) ne sont pas toujours directement applicables aux eaux plus dures au pH plus élevé des fleuves Saint-Laurent et Columbia, les plans d'eau récepteurs des déversements aquatiques spécifiques à certains sites considérés dans la présente évaluation. De plus, les valeurs calculées pour application générique au Bouclier canadien ne considéraient que le Cu, le Zn, le Ni, le Pb, le Cd et l'As, alors que l'étude des déversements aquatiques doit également considérer un certain nombre d'autres constituants. En fait, on a calculé des concentrations avec effet observé distinctes adaptées aux milieux récepteurs pour l'évaluation des déversements aquatiques. Le **Tableau 35** énumère une liste de VESEO pertinentes pour une gamme de biotes aquatiques différents pour les métaux lourds, l'ammoniac et le fluoride. Suit un bref exposé de leur calcul.

Les valeurs de l'exposition chronique pour les poissons et les invertébrés épibenthiques sont tirées des valeurs chroniques pertinentes les plus faibles de la banque de données sur la toxicité aquatique de l'EPA des É.-U. (U.S. EPA, 1984, 1985a,b, 1986, 1987; Suter et Tsao, 1996) ou, dans certains cas, d'autres documents. Ces valeurs ont servi de VESEO pour les poissons et les invertébrés épibenthiques dans la présente évaluation. Les valeurs pour le Cd, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn ont été ajustées pour tenir compte d'une dureté de l'eau de 50 et 100 mg/L, selon les équations de l'EPA des É.-U., afin d'obtenir des VESEO convenables pour les fleuves Columbia et Saint-Laurent, respectivement. Les valeurs pour l'exposition des poissons à l'ammoniac ont été ajustées à un pH de 7,8 et 8,3, respectivement, fondées sur des équations de Broderius *et al.* (1985) et compte tenu d'une température de l'eau à 20° C.

Dans les cas d'exposition de court terme, on doit considérer les données de tests sur la toxicité aiguë plutôt que chronique. Les valeurs aiguës pour les invertébrés pélagiques sont tirées des valeurs aiguës moyennes pour l'espèce (VAME) pertinentes les plus faibles de la banque de données de l'EPA des É.-U. (U.S. EPA, 1980a,b, 1984, 1985a,b, 1986, 1987; NJDEP, 1996) ou, dans certains cas, d'autres documents. Ces valeurs ont servi de VESEO pour la présente évaluation des invertébrés pélagiques qui subissent des expositions de court terme dans la colonne d'eau. Les valeurs pour le Cd, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn ont été ajustées pour tenir compte d'une dureté de l'eau de 50 et 100 mg/L, selon les équations de l'EPA des É.-U. (1995), afin d'obtenir des VESEO convenables pour les fleuves Columbia et Saint-Laurent, respectivement.

Les repères pour la qualité des sédiments ont été étudiés pour l'estimation des effets potentiels des sédiments contaminés par les métaux sur les invertébrés benthiques. Des agences fédérale et provinciales ont publié des recommandations sur la qualité des sédiments. On parle ici de concentrations

de produits chimiques dans les sédiments entiers dont les effets nocifs sur le biote benthique sont peu probables.

Les recommandations provisoires pour la qualité des sédiments au Canada (CCME, 1999) présentent les concentrations seuil produisant un effet (CSE) et les concentrations produisant un effet probable (CEP). L'incidence d'effets néfastes à des concentrations de métal supérieures à la CSE est estimée de 2 % à 11 %, selon le métal. L'incidence d'effets néfastes à des concentrations de métal supérieures à la CEP est estimée de 12 % à 49 %. Les recommandations pour la qualité des sédiments de l'Ontario (MEO, 1993) sont définies avec plus de précision en percentiles de distribution des niveaux de dégradation des espèces benthiques (concentrations préalables pour l'espèce). La concentration la plus faible produisant un effet (CFE) représente le 10^e percentile (10 % de l'espèce est touchée à cette concentration) et une concentration produisant un effet grave (CEG) représente le 90^e percentile. On a utilisé la CFE comme VESEO pour l'estimation des invertébrés benthiques qui pourraient subir une exposition chronique aux sédiments. Les recommandations pour la qualité des sédiments du Québec (MEQ/EC, 1992) ont été établies de la même façon, mais utilisent le 15^e percentile comme concentration produisant un effet minimal. Ces valeurs sont légèrement supérieures à la CFE pour la plupart des métaux.

On s'est intéressé à l'élaboration de repères pour la qualité de l'eau pour les métaux sous leurs formes biologiquement disponibles, mais il n'y a eu aucun consensus quant aux espèces de métaux disponibles. La concentration d'ions métalliques libres est encore la mieux à même de permettre la prévision de la biodisponibilité des métaux (Campbell, 1995). Dans les eaux douces acides, les ions libres comprennent la plupart des métaux dissous alors que dans les eaux dures alcalines, d'autres formes dissoutes prédominent et sont moins disponibles.

Aux fins de la présente évaluation, on a supposé que la toxicité empirique du métal vis-à-vis des relations à la dureté de l'eau, comme les représentent les équations d'ajustement à la dureté de l'EPA des É.-U. (1995), reflètent bien les différences de disponibilité des métaux dissous dans les fleuves Columbia et Saint-Laurent. Pour être prudent, les valeurs de la limite inférieure de la dureté ont servi pour les deux fleuves.

Dans la plupart des cas, les VESEO sont un peu supérieures à la concentration de fond. Les VESEO pour les poissons et les invertébrés épibenthiques, du Cd dans le fleuve Columbia étaient au contraire un peu inférieures à la concentration de fond et ont donc été remplacées par la concentration de fond des eaux du fleuve.

D'autres études devront être faites sur la biodisponibilité des métaux. En attendant, aux fins de la partie sur les déversement dans l'eau de la présente évaluation, on suppose que tous les métaux dissous sont biodisponibles, ce que le **Tableau 35** illustre bien. On sait que des repères un peu supérieurs, pour le Cu, le Ni et le Zn, en particulier, assureront une protection suffisante à la vie aquatique à la suite de la réduction de la disponibilité de certaines espèces dissoutes.

2.4.1.2.3 Surveillance des incidences environnementales

Aucune surveillance récente des incidences environnementales n'a été effectuée à la SEEU de la CUM ou à la CEZinc. Ainsi, aucune étude sur le terrain ne vient contribuer à la preuve des incidences environnementales de ces installations.

Des études de surveillance des incidences environnementales (SIE) récentes (1995) ont été effectuées dans le fleuve Columbia en aval des installations de la Cominco. Toutefois, les produits chimiques qui ont contribué aux incidences observées dans cette région du fleuve Columbia provenaient de sources multiples, notamment de l'usine d'élaboration du zinc, de l'usine de plomb, de l'usine d'engrais chimiques et des opérations d'enfouissement des déchets passées. Des études de surveillance encore plus récentes (1999) (pas encore disponibles) révèlent des améliorations environnementales liées aux charges considérablement réduites de la Cominco.

Les eaux du fleuve Columbia n'étaient extrêmement toxiques en avril 1995 ni pour *Daphnia magna* (48 heures), ni pour la truite arc-en-ciel (96 heures) à des endroits en aval des principaux exutoires de la CTO (c.-à-d. en aval de Stoney Creek, en aval de Island (C-III), New Bridge en aval de C-II) (Duncan, 1997). L'essai biologique Microtox n'a révélé aucune toxicité chronique. La qualité des eaux s'est améliorée depuis ce temps, bien que les données sur la toxicité du fleuve ne soient pas encore disponibles.

Les communautés de périphyton qui colonisaient les substrats artificiels en 1995 sont moins abondantes en aval des postes de Island et de Old Bridge, comparées à celles des postes de Birchbank et de Waneta (Duncan, 1997). Leur diversité est également moins grande en aval de Stoney Creek, Island et Old Bridge, comparée à celle des postes de Birchbank et de Waneta. La productivité du périphyton, révélée par la chlorophyle *a* et la biomasse sur les plateaux d'échantillonnage, a diminué en aval de Island et à Old Bridge, comparée à celle de Birchbank et de Waneta.

Les essais biologiques Microtox d'avril 1995pour les eaux interstitielles ont révélé que les sédiments n'étaient pas toxiques à New Bridge (tout comme à Birchbank et Waneta). Les sédiments de New Bridge étaient surtout constitués de dépôts historiques de scories. L'essai biologique de 14 jour pour *Chironomus tentans* a révélé une augmentation de la mortalité et une réduction de la croissance à New Bridge, si on les compare celles de Birchbank et Waneta, de même qu'une croissance un peu réduite à Waneta par rapport à celle de Birchbank (Duncan 1997). Il est possible que ces effets aient été liés à la texture semblable aux tessons des scories et à l'apport nutritif réduit de ces dépôts, ou aux deux.

Godin et Hagen (1992) ont rapporté que les sédiments prélevés dans une flaque près de Beaver Creek (environ 10 km en aval de l'exutoire C-III) étaient toxiques pour *Daphnia magna* dans des tests en phase solide. NECL (1993) n'ont pas pu reproduire ces effets pour *D. magna*, mais ont obtenu des résultats semblables pour *Hyalella azteca*. Des sédiments provenant de postes repères en amont à Ryan Creek et en aval à Waneta n'étaient pas toxiques pour les amphipodes.

Les communautés de macro-invertébrés qui colonisaient les substrats artificiels en 1995 avaient subi une légère réduction en abondance et en diversité aux postes de Island, en aval, par rapport à celles de Birchbank et de Waneta (Duncan, 1997). Les postes de Stoney Creek, en aval, et de Old Bridge n'étaient pas affectés de cette façon. Les effets sur les communautés de New Bridge s'apparentaient aux résultats des essais biologiques pour *Chironomus*.

La colonisation des substrats artificiels constitue habituellement un indice de la qualité des eaux, bien que les caractéristiques de l'habitat avoisinant, comme la vitesse des eaux, la disponibilité de substrats artificiels et d'éléments nutritifs, peuvent aussi influencer la situation de la communauté naturelle et, donc, le succès de la colonisation. Les résultats pour le périphyton et les macro-invertébrés révèlent une communauté appauvrie à partir de Island en aval jusqu'à New Bridge ou Old Bridge (c.-à-d. dans la région la plus influencée par les rejets des exutoires C-III et C-II). La situation de cette communauté a pu être influencée par les dépôts historiques de scories dans cette région ou par la qualité des eaux au moment où l'étude a été faite, ou par les deux.

2.4.2 Effets atmosphériques abiotiques

L'article 64(*b*) de la LCPE 1999 exige que les substances soient évaluées pour déterminer si elles peuvent mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine. Une substance peut se révéler toxique au sens de l'article 64(*b*) si elle contribue de façon significative aux effets atmosphériques comme la formation d'ozone photochimique, l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique ou les changements climatiques. La section qui suit examine d'abord les caractéristiques saillantes des substances susceptibles de causer des effets atmosphériques nocifs. Elle examine ensuite dans quelle mesure ces substances sont rejetées par les usines de cuivre et de zinc au Canada par rapport aux rejets d'autres sources canadiennes. Suit une évaluation pour déterminer si les rejets des usines canadiennes de cuivre et de zinc sont susceptibles d'endommager l'atmosphère. Dans le cas des rejets des fonderies et des affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc, les constituants des émissions qui importent sont le SO_2, les MP, le CO_2 et les COV.

2.4.2.1 Création d'ozone photochimique

La formation d'ozone photochimique dépend de plusieurs paramètres conditionnels, mais l'importance relative d'une substance précurseur type est d'abord déterminée par le taux de réaction de cette substance avec les radicaux hydroxyles de la troposphère (Bunce, 1996; Dann et Summers, 1997). En général, une substance susceptible de former de l'ozone doit être un composé réactif et doit être volatil à une température et une pression ambiantes (c.-à-d. que c'est un COV). Les niveaux d'émissions de COV, les conditions atmosphériques comme la température et le niveau des radiations solaires, qui alimentent les réactions de formation de l'ozone, sont tous des paramètres importants (Bunce, 1996; Dann et Summers, 1997).

D'après le peu d'information disponible pour 1995, sept des neuf installations qui sont l'objet de la présente évaluation ont rapporté le rejet d'un total de 16 tonnes (0,016 kilotonnes) de COV dans l'atmosphère (SIDR, 1995). Les émissions totales de COV rapportées au Canada en 1995 étaient de 3 575 kilotonnes (SIDR, 1995). La contribution des fonderies et affineries ne représentent qu'une petite fraction des COV totaux rejetés dans l'atmosphère par des sources connues au Canada en 1995. Pour établir une comparaison, considérons que les rejets de COV les plus élevés rapportés sont les 4,62 tonnes de Kidd Creek de la Falconbridge (voir **Tableau 6**). Si on se rappelle que le véhicule à essence utilitaire léger moyen rejette environ 33 kg de COV par année (établi à partir des émissions par secteur et nombre de véhicules de cette classe, SIDR, 1995) les émissions de l'installation de Kidd Creek représentent l'équivalent approximatif de 140 véhicules automobiles.

Par conséquent, les émissions provenant des fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc ne semblent pas contribuer de façon significative à la formation d'ozone au niveau du sol.

2.4.2.2 Appauvrissement de l'ozone stratosphérique

Certains composés qui contiennent des halogènes comme le chlor, le brome, l'iode et le fluor, sont susceptibles d'appauvrir l'ozone statosphérique (OMM, 1998). Une série de réactions complexes se produisent dans l'atmosphère, impliquant habituellement des molécules chlorées ou bromées, qui mènent à la création d'ions réactifs et, en bout de ligne, à la destruction de l'ozone stratosphérique. Trois des

quatre constituants des émissions considérés ici — le CO_2, les MP et le SO_2 — ne contiennent aucun atome d'halogène dans leurs structure moléculaire et ne jouent donc aucun rôle dans l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique. Les COV peuvent contenir des halogènes, mais comme on l'a déjà signalé, les émissions totales de COV provenant des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada sont très faibles.

À remarquer que le SO_2 est transformé dans la troposphère en aérosols de sulfate (SO_4^{2-}) par le biais d'une série de réactions oxydantes. Il est bien connu que les aérosols de sulfate facilitent la réaction destructrice du chlore et de l'ozone dans la stratosphère en fournissant une surface réactive aux réactions hétérogènes (gaz-solide) (OMM, 1998). Pendant les épisodes d'activité volcanique, des tonnes de composés contenant du soufre sont rejetés dans l'atmosphère. Autrement, très peu d'aérosols de sulfate troposphériques peuvent migrer vers la stratosphère puisque leur temps de séjour est trop court (4 à 5 jours) pour permettre leur transport vers la haute atmosphère. Par conséquent, il est très peu probable que ces aérosols stratosphériques proviennent de sources troposphériques anthropiques comme la fonte ou l'affinage.

Par conséquent, les émissions des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc ne semblent pas contribuer à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique.

2.4.2.3 Changements climatiques

Habituellement, les substances qui influencent le réchauffement de la planète, ou qui y contribuent, doivent pouvoir absorber et ré-émettre l'énergie radiante de la surface de la Terre à des longueurs d'onde de 7 à 14 µm (Wang *et al.*, 1976). Ces substances sont habituellement volatiles et doivent avoir un temps de séjour suffisamment long pour absorber et ré-émettre cette énergie. Pour ce qui est des usines de production de cuivre et du zinc, le CO_2 et les COV sont les principaux constituants d'émissions qui s'apparentent aux caractéristiques physico-chimiques des substances pouvant contribuer au réchauffement de la planète.

Les rejets de telles substances et d'autres gaz à effet de serre provenant du secteur des métaux non ferreux au Canada (y compris, mais pas exclusivement, les usines de production de cuivre et de zinc) ont été estimés pour 1995 et rapportés en équivalents de CO_2. On estime que le secteur des métaux non ferreux a rejeté environ 2 790 tonnes en équivalents de CO_2 (Jaques, 1997). Le total rapporté par tous les secteurs de l'industrie canadienne était de 619 000 kilotonnes. Par conséquent, le secteur industriel des métaux non ferreux dans son ensemble, ce qui comprend l'extraction aussi bien que la fonte et l'affinerie du plomb et du nickel, n'est responsable que de 0,5 % des émissions totales canadiennes de gaz à effet de serre (Jaques *et al.*, 1997). La contribution des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc seraient de beaucoup inférieures. Les données sur les rejets de CO_2, de N_2O et de CH_4 du SIDR n'étaient disponibles que pour quatre des neuf installations considérées dans la présente évaluation (voir le **Tableau 6**). Les émissions de gaz à effet de serre de ces quatre installations pour 1995 étaient de 352 kilotonnes en équivalents de CO_2.

L'anhydride sulfureux rejeté par les usines de traitement du zinc et du cuivre peuvent mener à la formation d'aérosols de sulfate inférieurs à un micromètre. Charlson *et al.* (1992) ont décrit comment cet aérosol peut diffuser le rayonnement (solaire) de courtes longueurs d'ondes dans des conditions de ciel clair et améliorer la réflectance de la surface des nuages (albédo) par temps couvert, ou augmenter la durée de vie des nuages. Éventuellement, ces phénomènes ont un effet de refroidissement sur la surface de la Terre. Pour le moment cependant, on ne comprend pas assez bien ces effets de refroidissement pour

les intégrer pleinement aux modèles de changements climatiques afin d'en quantifier les effets sur le climat de la Terre.

Par conséquent, selon l'information disponible, les rejets des fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc ne contribuent pas de façon significative aux changements climatiques[12].

2.4.3 Effets sur la santé humaine — études épidémiologiques sur les populations vivant à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc

La section qui suit fait la recension des études épidémiologiques disponibles des effets sur les populations humaines vivant à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc[13]. Comme on l'a mentionné dans l'introduction, les seules études retenues sont celles qui se consacrent aux populations exposées dans leur milieu (c.-à-d. pas professionnellement), puisque ce sont ces populations qui sont exposées directement aux « rejets » de ces installations.

2.4.3.1 Études sur la mortalité et sur l'incidence de cancers

Plusieurs études se penchent sur les diverses causes de la mortalité, causée ou non par le cancer, et sur les incidences de cancers dans les populations vivant à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc.

Le critère d'effet qu'on étudie le plus souvent est le cancer du poumon. Dans plusieurs études écologiques (corrélationnelles) épidémiologiques, la mortalité causée par le cancer du poumon était supérieure aux attentes (généralement de façon significative) chez les populations vivant à proximité des fonderies de cuivre ou de zinc, ou des deux (Blot et Fraumeni, 1975; Newman *et al.*, 1975; Pershagen *et al.*, 1977; Cordier *et al.*, 1983; Xiao et Xu, 1985; Semenciw et Manfreda, 1987), y compris les populations vivant à proximité des usines canadiennes de Rouyn-Noranda, Québec (Cordier *et al.*, 1983) et de Flin Flon, Manitoba (Semenciw et Manfreda, 1987). Par contre, plusieurs études révèlent que la mortalité due au cancer du poumon n'était pas liée à la résidence à proximité des fonderies de cuivre des É.-U. (Polissar *et al.*, 1979; Mattson et Guidotti, 1980; Hartley et Enterline, 1981; Frost *et al.*, 1987) et, selon une petite étude sur la mortalité des résidants à proximité de la fonderie de plomb-zinc de Trail en C.-B., la mortalité due au cancer du poumon était faible par rapport à celle de la population générale de la province (British Columbia Cancer Agency, 1992).

Dans la plupart des études écologiques, on a tenté de rendre compte des effets de l'exposition professionnelle sur le cancer du poumon causé par une fonderie (habituellement en excluant les employés des fonderies ou en effectuant une analyse distincte pour les femmes), bien que ce contrôle de la

---

[12] Il est cependant confirmé que des efforts doivent être faits pour réduire les émissions de gaz à effets de serre provenant de tous les secteurs pertinents, dans le cadre de la stratégie canadienne visant à minimiser les changements climatiques.

[13] Il existe plusieurs études épidémiologiques des populations japonaises exposées dans leur milieu au Cd rejeté par les installations produisant du cuivre et du zinc, ou les deux (la plupart de ces études sont résumées par Tsuchiya (1978)). Toutefois, ces études sont moins pertinentes (les populations étudiées avaient été exposées surtout par le biais de la consommation de riz local cultivé dans les rizières contaminées par les rejets provenant de la fonte et souvent aussi de l'extraction) et n'ont pas été retenues.

profession ait été absent pour deux études (Polissar *et al.*, 1979; Xiao et Xu, 1985), et les résultats élevés pour les hommes de certaines études est attribuable au moins en partie à leur emploi dans une fonderie ou une mine de cuivre (Newman *et al.*, 1975; Pershagen *et al.*, 1977). En outre, dans la plupart des études, il n'y avait aucune information sur d'autres facteurs parasites potentiels, la cigarette par exemple, ou sur la migration. Les populations étudiées étaient généralement faibles (c.-à-d. de l'ordre de quelques milliers) parce que les installations étudiées sont éloignées.

Les résultats d'études cas/témoins plus solides sur la mortalité due au cancer du poumon ou sur les incidences de cancers liées à la résidence à proximité des fonderies de cuivre ou des usines d'élaboration du zinc, dans lesquelles on a tenté d'estimer l'exposition individuelle, au moins grossièrement, sont également ambigus. Dans plusieurs études effectuées près de fonderies de cuivre (Pershagen, 1985; Frost *et al.*, 1987; Xu *et al.*, 1989) ou de zinc (Brown *et al.*, 1984), la résidence à proximité des fonderies, ou l'exposition cumulative à leurs émissions, était associée avec une légère augmentation des risques relatifs de développer un cancer du poumon, après contrôle de l'exposition professionnelle. Par contre, dans trois études de conception semblable (Lyon *et al.*, 1977; Greaves *et al.*, 1981; Rom *et al.*, 1982), aucun lien n'a été établi entre les risques de cancer du poumon et la distance croissante aux fonderies de cuivre et de zinc des É.-U. En outre, aucun lien significatif n'a pu être établi entre la mortalité due au cancer du poumon et diverses mesures de l'exposition résidentielle aux émissions des fonderies (y compris le niveau d'exposition le plus élevé, la durée de l'exposition dépassant la concentration de fond ou l'exposition cumulative dépassant la concentration de fond) par deux études bien menées dans des villes de fonderies de cuivre de l'Arizona (Marsh *et al.*, 1997, 1998; Stone *et al.*, 1997). Dans ces dernières études, des efforts sérieux ont été faits pour reconstituer les expositions et pour rendre compte des facteurs parasites possibles, au moyen de l'histoire résidentielle et professionnelle et du tabagisme, d'estimations liées au temps et à l'endroit des expositions résidentielles aux émissions des fonderies, à partir de la modélisation de la diffusion atmosphérique des mesures de SO_2 ambiant et de l'application de techniques statistiques à variables multiples.

Bien que les études cas/témoins soient généralement plus solides que les études écologiques (corrélationnelles), les études cas/témoins sur les risques de cancer du poumon dans les communautés des fonderies dont nous disposons sont assez limitées à plusieurs égards. Tout comme dans les études écologiques, l'exposition n'était pas caractérisée adéquatement — les études fournissaient peu de données de surveillance et aucune donnée sur les périodes les plus reculées pendant lesquelles l'exposition était susceptible d'être la plus forte. Les études de Lyon *et al.* (1977), de Greaves *et al.* (1981) ou de Rom *et al.* (1982), qui toutes utilisaient un modèle semblable, ne rendaient aucun compte des effets possibles du tabagisme, de la migration et de la profession, et le nombre de cas et de contrôles dans les régions les plus proches des fonderies étaient très faibles. En outre, dans deux de ces études (Lyon *et al.*, 1977; Rom *et al.*, 1982), la méthode d'analyse aurait produit un test plus faible que le modèle générique (Hughes *et al.*, 1988). Quant aux études de Marsh *et al.* (1997, 1998), les données sous-jacentes étaient limitées par le petit nombre de cas et de contrôles qu'on estimait avoir été exposés, à cause de leur résidence, à des concentrations supérieures à la concentration de fond, et par des lacunes importantes dans l'histoire résidentielle et professionnelle d'un grand nombre de défunts.

Les résultats incohérents sur le risque de cancer du poumon des études épidémiologiques ne sont peut-être pas surprenants quand on considère les limites inhérentes aux études recensées. Bien que le lien avec le cancer du poumon soit plausible, si on s'en tient aux preuves accumulées pour plusieurs des métaux rejetés par ces installations (Hughes *et al.*, 1994a,b,c; Newhook *et al.*, 1994), l'exposition des résidants aux émissions des fonderies seraient certainement inférieure à celle des employés desdites fonderies chez qui on a observé des risques de cancer du poumon de beaucoup supérieurs, avec pour résultat que l'augmentation des risques, s'il en est une, serait relativement faible. De plus, l'efficacité statistique de toutes les études disponibles était assez limitée. Dans une recension d'études

épidémiologiques des effets sur la santé dans les communautés vivant autour des industries qui rejettent de l'arsenic, Hughes *et al.* (1988) ont estimé que le risque détectable le plus faible de cancer du poumon près des fonderies de cuivre et de zinc était de 1,18, étant donné la conception de l'étude et des seuils de signification utilisés, soit 2,0 ou plus pour huit des treize études qu'il a recensé. Les deux études cas/témoins de Marsh *et al.* (1997, 1998) permettaient mal la détection d'une faible augmentation des risques, étant conçues pour un coefficient d'efficacité statistique supérieur à 80 % pour la détection d'un risque relatif de 2,0 pour la mortalité due au cancer du poumon. En outre, le contrôle des facteurs parasites potentiels, le tabagisme en particulier, était limité dans les études disponibles.

Les preuves accumulées de cancer du poumon du à l'exposition environnementale aux émissions des fonderies sont insuffisantes. Bien qu'un lien soit plausible, il n'y a aucune cohérence (l'efficacité statistique et le traitement des facteurs parasites possibles étaient limités ou insuffisants dans toutes les études), aucun degré d'association ou aucune relation exposition–réponse (l'exposition était caractérisée grossièrement, le plus souvent par le fait de résider dans une région avoisinante).

Certaines études (Polissar *et al.*, 1979; Lauwerys et De Wals, 1981; British Columbia Cancer Agency, 1992; Kreis, 1992; Wong *et al.*, 1992; Wulff *et al.*, 1996a) ont rapporté une augmentation importante des cas de cancer à d'autres endroits, mais ces résultats étaient fondés le plus souvent sur un très petit nombre de cas et il n'y avait aucune augmentation cohérente d'aucun type spécifique de cancer. Il n'y a donc aucune preuve cohérente convaincante d'augmentation du nombre de cancers à d'autres endroits.

Quant aux causes de décès non néoplasiques, le seul résultat établi avec un tant soit peu de certitude est la mortalité due à des maladies respiratoires, dont on a pu constater l'augmentation dans quelques études écologiques (Mattson et Guidotti, 1980; Cordier *et al.*, 1983; Semenciw et Manfreda, 1987). Pershagen *et al.* (1977) ont également observé un ratio standardisé de mortalité augmenté de façon non significative par la mortalité due à des maladies respiratoires chez les hommes et les femmes résidant près de la fonderie de cuivre de Ronnskar dans le nord de la Suède. La catégorie de maladies respiratoires en question n'était pas cohérente (c.-à-d. mortalité due à la maladie aiguë dans certaines études, chronique dans d'autres), bien qu'on ne connaisse pas la fiabilité des données du certificat de décès sur lesquelles ces distinctions ont été faites dans ces études pas très récentes. Toutefois, il n'y a aucune information fiable sur les taux de substances émises par la fonderie auxquelles ces populations ont été exposées, et le traitement des facteurs parasites possibles, comme le tabagisme, était insuffisant dans toutes ces études.

2.4.3.2 Effets non néoplasiques

Les effets non néoplasiques chez les populations vivant près des fonderies de cuivre ou des fonderies et des affineries de zinc ont fait l'objet de nombreuses études. Les critères d'effet étudiés comprenaient le niveau de plomb dans le sang avec ses effets associés sur le système nerveux et l'hème. Les effets rénaux et respiratoires ont également fait l'objet de nombreuses études.

Dans la plupart des nombreuses études sur les populations vivant à proximité des fonderies de cuivre et des fonderies et des affineries de zinc, le niveau de plomb dans le sang était élevé en conséquence des grandes quantités de Pb rejetées dans l'environnement (Landrigan *et al.*, 1975a, 1976; Roels *et al.*, 1976; Savoie et Weber, 1979; Ewers *et al.*, 1985; Chenard *et al.*, 1987; Cook *et al.*, 1993; Gagné, 1993, 1994; Galvin *et al.*, 1993; Trepka *et al.*, 1997; Hilts *et al.*, 1998). Ces installations comprenaient celles de Rouyn-Noranda, Québec (Gagné, 1993, 1994), de Murdochville, Québec (Chenard *et al.*, 1987) et de Trail, C.-B. (Hilts *et al.*, 1998). [Toutefois, le niveau de plomb dans le sang n'était pas nettement supérieur dans deux études des populations résidant près de plusieurs fonderies aux

É.-U. (Baker *et al.*, 1977; Hartwell *et al.*, 1983).] Le surplus de plomb était habituellement plus grand chez les jeunes enfants (Landrigan *et al.*, 1975a, 1976; Savoie et Weber, 1979; Hilts *et al.*, 1998) à cause de facteurs comme des contacts plus fréquents avec la poussière et le sol domestiques, une plus grande activité de la main à la bouche et une absorption gastro-intestinale supérieure. Le niveau de plomb dans le sang de plusieurs des populations étudiées, surtout dans les études plus vieilles, était remarquablement élevé et une grande proportion des enfants vivant près des fonderies avait un niveau dépassant les 10 µg/dL (Landrigan *et al.*, 1975a, 1976; Roels *et al.*, 1976; Chenard *et al.*, 1987; Cook *et al.*, 1993; Gagné, 1993, 1994; Galvin *et al.*, 1993; Hilts *et al.*, 1998), le niveau d'intervention actuel (CEOH, 1994).

La réduction de l'exposition environnementale au Pb, conséquence de la réduction d'une ou plusieurs sources d'émissions, de mesures correctives, de l'éducation et de l'intervention, a entraîné une baisse marquée du niveau de plomb dans le sang des enfants dans plusieurs de ces études (Yankel *et al.*, 1977; Landrigan et Baker, 1981; Gagné, 1993, 1994; Hilts *et al.*, 1998; Hilts, 2000), y compris près des installations canadiennes de Rouyn-Noranda (Gagné, 1993, 1994) et de Trail (Hilts *et al.*, 1998; Hilts, 2000). Les données les plus récentes pour les populations vivant près des fonderies de cuivre et des fonderies et affineries de zinc au Canada révèlent que 10 % à 20 % des enfants étudiés avaient un niveau de plomb dans le sang de10 µg/dL ou plus (Chagnon et Bernier, 1990; Gagné, 1993, 1994; Hilts, 2000). Ces données représentent une nette amélioration par rapport aux études antérieures à ces endroits qui rapportaient que la majorité des sujets avaient un niveau de plomb dans le sang égal 10 µg/dL ou plus (Chenard *et al.*, 1987; Gagné, 1993, 1994; Hilts *et al.*, 1998). On n'a trouvé aucune donnée sur le niveau de plomb des populations vivant à proximité des autres fonderies de cuivre et usines d'élaboration du zinc.

Dans les études retenues, le niveau de plomb dans le sang n'était habituellement pas lié à une gamme d'autres sources possibles, y compris le Pb provenant de la peinture. des légumes locaux, de l'eau potable ou de la poterie à usage culinaire (Landrigan *et al.*, 1975a, 1976; Baker *et al.*, 1977; Cook *et al.*, 1993; Hilts *et al.*, 1998; Meyer *et al.*, 1998), mais était cependant étroitement lié au niveau de plomb de l'air ambiant et à la poussière ou au sol domestique (Landrigan *et al.*, 1975a, 1976; Roels *et al.*, 1976; Yankel *et al.*, 1977; Cook *et al.*, 1993; Galvin *et al.*, 1993; Hilts *et al.*, 1998; Meyer *et al.*, 1998).

Chez certaines de ces populations, le niveau de plomb élevé dans le sang était accompagné des effets caractéristiques du Pb sur le système hème, notamment l'activité réduite de l'acide -aminolévulinique dehydratase (Roels *et al.*, 1976; Savoie ET Weber, 1979), une réduction de l'hématocrite et une augmentation du niveau d'érythrocite protoporphyrine libre, bien que cette dernière n'ait été constatée qu'à des expositions plus fortes (Landrigan *et al.*, 1976; Roels *et al.*, 1976; Savoie et Weber, 1979; Chenard *et al.*, 1987). Deux études plus vieilles des É.-U. ont également rapporté des effets sur le système nerveux d'enfants qui vivaient près de fonderies de cuivre ou de zinc, ou des deux, dont le niveau de plomb dans le sang était extrêmement élevé et dont la performance dans les tests neuropsychologiques était très pauvre (effets sur les habiletés non verbales cognitives et perceptuelles motrices, sur les habiletés de motricité fine et sur le QI) (Landrigan *et al.*, 1975b), et la vitesse de conduction du péronier proximal réduite (Landrigan *et al.*, 1976).

Les témoignages d'autres effets non néoplasiques chez les populations exposées aux substances rejetées par les fonderies de cuivre et les usines d'élaboration du zinc sont plus rares.

Trois études transversales bien menées dans certaines régions de la Belgique et des Pays-Bas contaminées par le Cd rejeté par des fonderies de zinc et des usines d'élaboration du zinc ont révélé des effets sur les fonctions rénales et sur le métabolisme du calcium et la minéralisation des os. Dans ces études, le niveau de Cd dans l'urine (une des mesures de l'exposition à vie au Cd) était nettement supérieur dans les régions contaminées. Le fait d'habiter dans ces régions, soit la proximité de la

résidence des usines de traitement du zinc ou l'excrétion de Cd dans l'urine, ou les deux, ont été liés à l'augmentation de l'excrétion dans l'urine de divers marqueurs de la fonction tubulaire rénale, après que les données eussent été ajustées pour une vaste gamme de facteurs parasites possibles (Buchet *et al.*, 1990; Kreis, 1992; Staessen *et al.*, 1994; Hotz *et al.*, 1999). On a également trouvé des indications d'altérations de l'équilibre du calcium causées par le Cd chez ces populations (augmentation de l'activité de la phosphatase alcaline dans le sérum, baisse du calcium dans le sérum, augmentation d'excrétion de calcium dans l'urine), peut-être causées par les effets sur le rein (Staessen *et al.*, 1991a; Kreis, 1992). L'excrétion de Cd ou de calcium dans l'urine ou le fait d'habiter dans ces régions contaminées ont été liés à une réduction importante de la densité des os de l'avant-bras, une augmentation des risques de fractures des os et une perte de stature, après ajustement pour les facteurs parasites possibles (Staessen *et al.*, 1999). On n'a trouvé aucun effet net sur la tension artérielle, ou aucune prévalence de l'hypertension ou de maladies cardio-vasculaires chez ces populations (Staessen *et al.*, 1991b; Kreis, 1992).

Une autre bonne étude a révélé chez des enfants vivant près d'une fonderie de cuivre en Allemagne (Trepka *et al.*, 1996, 1997; Ritz *et al.*, 1998) une augmentation faible mais significative des niveaux d'arsenic dans l'urine, et de cadmium et de plomb dans le sang, de même qu'une plus grande prévalence de maladies respiratoires et d'allergies (y compris un historique de bronchites, d'allergies, d'eczéma et de divers symptômes respiratoires, ainsi qu'un test de la piqûre positif et une augmentation des immunoglobulines E spécifiques lors des examens physiques) (Heinrich *et al.*, 1999). Deux autres études plus limitées ont aussi révélé une prévalence de la toux, mais aucun effet significatif sur les autres symptômes respiratoires ou sur la fonction des poumons chez des enfants exposés à de fortes concentrations de SO_2 rejeté par des fonderies de cuivre de l'Arizona (Dodge, 1983; Dodge *et al.*, 1985).

Des études sur la population vivant près des fonderies de cuivre et des usines d'élaboration du zinc à Flin Flon, Manitoba (Anon., 1987) et à Trail, C.-B. (Fisk *et al.*, 1994) n'ont révélé aucune augmentation remarquable du recours aux médecins ou à l'hospitalisation, bien que la portée de ces études ait été limitée et que le taux de ces recours pourrait avoir été affecté par d'autres facteurs.

2.4.3.3 Effets sur la reproduction et le développement

Les études épidémiologiques des effets sur la reproduction et le développement repérées se réduisent à un petit nombre d'études écologiques (corrélationnelles) sur les populations vivant près d'une fonderie de cuivre dans le nord de la Suède. Ces études ont révélé que le fait de résider dans des régions à proximité d'une fonderie était lié de façon significative à une augmentation de la fréquence des avortements spontanés (Nordstrom *et al.*, 1978a) et à une réduction du poids à la naissance (Nordstrom *et al.*, 1978b), mais pas au temps de conception (Wulff *et al.*, 1999) ni à la fréquence des malformations congénitales (Nordstrom *et al.*, 1979; Wulff *et al.*, 1996b). Cependant, la définition de l'exposition était limitée au fait de résider dans la région donnée et toutes les études étaient aussi limitées par un ou plusieurs cas de contrôle inadéquat d'autres facteurs qui auraient pu affecter les critères d'effet étudiés, comme le tabagisme ou le travail d'un parent à la fonderie.

3.0 ÉVALUATION PROPOSÉE DE LA « TOXICITÉ » AU SENS DE LA LCPE 1999

3.1 LCPE 1999, 64(*a*) : ENVIRONNEMENT

L'évaluation du risque que pose pour l'environnement les substances figurant sur la liste des substances d'intérêt prioritaire « Rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire » et « Rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire » se fonde sur les méthodes exposées dans Environnement Canada (1997a).

Étant donné les preuves accumulées des dommages causés par les rejets passés des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc (voir Sanderson, 1998 pour le résumé de ces effets), on a tenté de fonder la présente évaluation des rejets courants sur des hypothèses réalistes et d'estimer la probabilité d'effets nocifs. L'évaluation des effets des effluents différait en ceci qu'elle a été faite de façon déterministe et que le quotient de risque calculé est modéré à certains égards.

Comme on l'a déjà expliqué (Section 2.0), une analyse des voies d'exposition pour chaque constituant des rejets avec identification subséquente de récepteurs sensibles a été utilisée pour le choix des critères d'effet environnemental (par exemple, effets nocifs sur la reproduction d'espèces sensibles de poissons dans une communauté). On a calculé une ou plusieurs VESEO pour chaque combinaison de variable d'effet et de constituant de rejet — exprimée en concentrations d'espèces chimiques biodisponibles dans l'atmosphère, dans le sol ou dans l'eau, ou en taux de retombées atmosphériques de formes chimiques biodisponibles. Lorsque c'était possible, les VESEO ont été calculées à partir de données empiriques récentes. Quand ces données empiriques n'étaient pas disponibles, le calcul des VESEO a été fait à partir de modèles qui venaient en outre appuyer les données empiriques par une source additionnelle de résultats.

Une VESEO a été calculée pour chaque combinaison de variable d'effet et de constituant des rejets en divisant une VCT par un facteur d'application. La VCT est habituellement l'estimation d'effets toxiques faibles (soit une CE_{25}) pour l'espèce environnementale pertinente la plus sensible. En vue d'augmenter le réalisme de ces valeurs, les facteurs d'application utilisés dans la présente évaluation étaient très faibles — habituellement 1,0 et jamais plus de 2,0. Par conséquent, lorsque la VESEO est dépassée, il est possible que les organismes sensibles subissent des effets nocifs. Les constituants des rejets évalués étant des substances naturelles — certaines sont même des micronutriments essentiels —, on a pris soin d'éviter les VESEO dans les plages de concentrations normales naturelles. Lorsque les valeurs de l'exposition étaient exprimées en taux de retombées, les VESEO ont été converties en charges critiques. On définit une charge critique comme le taux de retombée requis pour que le contaminant atteigne une concentration seuil produisant un effet (c.-à-d. VESEO) dans le média récepteur. On a estimé les charges critiques de façon probabiliste au moyen de modèles pertinents du devenir et du transport.

Les risques étaient évalués pour chaque combinaison de variable d'effet et de constituant des rejets en calculant un ou plusieurs quotients de risque (c.-à-d. VEE/VESEO ou VEE/CC). On considère qu'il y a risque si le quotient de risque de n'importe quel constituant de rejets dépasse 1,0; on peut même considérer leur effet combiné. Habituellement, les rejets étudiés contenaient divers mélanges de métaux et on peut déterminer leurs effets combinés en supposant leur additivité comme on l'explique plus bas. Comme le quotient de risque d'au moins un métal dépassait 1,0 dans les endroits près de la plupart des

installations considérées, on pouvait généralement établir la possibilité d'effets nocifs sans même tenir compte de l'additivité.

Effets combinés des rejets métalliques : Parmi les nombreux modèles que présente la documentation pour décrire les effets combinés des substances toxiques sur les organismes, le modèle de l'additivité est souvent le plus exact. Dans les cas où il n'est pas le plus exact, il est modéré, c'est-à-dire qu'il prévoit des effets un peu plus graves que ceux qui se produiront (Posthuma *et al.*, 1997).

Le modèle de l'additivité est fondamentalement un modèle de la somme des fractions. La concentration de l'exposition pour chaque substance toxique est normalisée en fonction d'un critère d'effet toxique témoin pour cette substance. Cela veut dire que pour chaque substance toxique, la concentration de l'exposition est divisée par une mesure des effets, telle une CE_{25} ou une CL_{50}. On appelle parfois le quotient de risque qui en résulte l'unité de toxicité (UT). Parce que ces unités sont normalisées (c.-à-d. qu'elles représentent la fraction d'exposition requise pour subir un effet), elles peuvent être additionnées et leur somme constitue un index d'effet toxique possible dû à l'exposition de multiples substances toxiques. Dans la présente évaluation, les VEE étant divisées par les VESEO, ΣUT devient la somme des métaux (indice i) de la concentration (« C ») de chaque métal du mélange de substances (VEE_{Ci}) divisée par la concentration de la VESEO pour le métal distinct ($VESEO_{Ci}$) :

$$\Sigma UT = \Sigma (VEE_{Ci} / VESEO_{Ci}).$$

Selon ce modèle, lorsque ΣUT>1, des effets sont possibles.

Dans les cas où les effets sont exprimés en charges critiques, la ΣUT établie à partir de la CC (ΣUCT_C) est un rapport de densité de flux à la surface de l'endroit récepteur.

$$\Sigma UCT_C = \Sigma (VEE_{Fi} / CC_{Fi})$$

pour laquelle VEE_{Fi} est le flux de densité (« F ») du métal « i » dans le mélange de substance toxiques, et CC_{Fi} est la charge critique de ce métal. Dans ce cas, lorsque ΣUU_{CC}>1.0, des effets sont possibles.

3.1.1 Fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire

3.1.1.1 Rejets dans l'atmosphère

Aux fins de la présente évaluation, les rejets des fonderies et affineries de cuivre sont considérés ensemble parce que :

- Les fonderies et affineries de cuivre sont des parties liées du processus de production du cuivre métallique. En outre, la distinction entre fonderie et affinerie n'est pas toujours claire. Par exemple, le coulage des anodes — la conversion du cuivre blister (le produit impur de la fonte) en anodes pour l'affinerie électrolytique — peut être faite dans une fonderie ou dans une affinerie. Le procédé de coulage peut produire d'importants rejets de métaux et de SO_2.

- Des trois affineries de cuivre traitées dans la présente évaluation, une seule usine est distincte. Les deux autres sont situées près d'une fonderie exploitée par la même compagnie. Ainsi, les récepteurs environnementaux sont souvent exposés aux rejets combinés des fonderies et affineries de cuivre.

3.1.1.1.1 Anhydride sulfureux

SO_2 ambiant : Les données de surveillance du SO_2 dans le voisinage des fonderies et affineries de cuivre ont été fournies par les compagnies et les gouvernements provinciaux. Elles représentent l'exposition des organismes au SO_2 ambiant sur la durée du cycle végétatif (avril à octobre) et sur une heure. Le **Tableau 10** et le **Tableau 11**, respectivement, résument les données de surveillance.

La VCT chronique pour le SO_2 est de 21 $\mu g/m^3$ — pour des effets faibles sur la forêt après une exposition couvrant le cycle végétatif. La VCT aiguë — produisant des dommages à la végétation sensible — est de 900 $\mu g/m^3$ pour une exposition d'une heure. Les VESEO établies sur ces VCT ont été estimées à 10 $\mu g/m^3$ et 450 $\mu g/m^3$, respectivement. Le calcul de ces valeurs est traité dans la section 2.4.1.1.1.

Le **Tableau 36** résume les renseignements sur les risques que constitue le SO_2 ambiant. Comme l'indique la première colonne de ce tableau, des cinq installations (et la région dans le cas de Sudbury) qui comportent une fonderie et une affinerie de cuivre, Kidd Creek de la Falconbridge est la seule où la production d'autres métaux contribue aux rejets de SO_2. Soixante-cinq pour cent des rejets de SO_2 provenant de l'installation Kidd Creek de la Falconbridge est attribuable à la fonderie de cuivre. Dans tous les autres cas, tous les rejets de SO_2 sont attribuables à la fonderie de cuivre.

Pour ce qui est de l'exposition chronique, le « quotient de risque moyen du cycle végétatif » a été obtenu en divisant les valeurs de l'exposition, calculées en moyennes pour le cycle végétatif, par la VESEO de 10 $\mu g/m^3$. Les valeurs supérieures à un indiquent l'exposition pendant le cycle végétatif à des concentrations supérieures à celles qui ne produisent pas d'effet nocif. Les valeurs supérieures à deux indiquent l'exposition à des concentrations supérieures à celles qu'on a rapportées comme ayant des effets nocifs chroniques sur la végétation sensible. Les valeurs de la plage entre un et deux sont interprétées comme l'indice que des effets nocifs sont « possibles » pour les récepteurs sensibles, alors que celles supérieures à deux indiquent que des effets nocifs pour les récepteurs sensibles sont « probables ».

Le **Tableau 36** montre clairement que les quotients de risque d'exposition chronique de deux et plus sont fréquents en deçà de quelques kilomètres des installations, le quotient de risque observé étant plus faible à des distances plus grandes. En général, toute la région de Sudbury révèle des quotients de risque dans la plage des effets « possibles » (QR entre 1 et 2). Tous les postes de surveillance de presque toutes les installations sont situés très près de la source, ce qui rend difficile l'estimation de la région touchée.

Le **Tableau 36** fournit aussi de l'information sur le risque aigu pour l'exposition aux SO_2 ambiant pendant une période d'une heure. Les deux dernières colonnes donnent la fréquence du dépassement des quotients de risque un et deux, respectivement, pendant le cycle végétatif. Ces quotients de risque ont été calculés en divisant la concentration de l'exposition pendant une heure par la VESEO de 450 $\mu g/m^3$. Il y a un nombre modéré de dépassements du QR=1 pendant une heure près de toutes les installations. Comme on pouvait s'y attendre, le nombre de dépassements du QR=2 est beaucoup plus faible. La seule exception est un poste de surveillance situé près de l'installation de HBM&S où plus de la moitié des moyennes sur une heure qui dépassent le QR=1 dépassent aussi le QR=2. Le grand nombre de dépassements des postes de surveillance à proximité de cette installation pourrait indiquer qu'une partie importante des rejets de SO_2 provient de sources fugitives.

La colonne « Maximum » du **Tableau 36** indique le quotient de risque pour la concentration moyenne pour une heure la plus élevée. Ces quotients représentent la plus forte exposition à l'anhydride sulfureux que la végétation subira près des fonderies et affineries de cuivre.

À remarquer que la plupart des postes de surveillance produisent environ 5 000 moyennes sur une heure valides pendant la durée du cycle végétatif. Par conséquent, le nombre de fois que ces niveaux de risque aigus sont dépassés représentent un pourcentage relativement faible de la période totale. Toutefois, même un seul dépassement peut causer des dommages aux plantes sensibles parce que les VESEO ont été établies à partir d'une exposition d'une heure.

À remarquer que tous les postes de surveillance du SO_2 près de l'installation de Horne de la Noranda sont situées dans des zones résidentielles au nord-ouest, sud-ouest, sud et sud-est de la fonderie. Aucune n'est située au nord, au nord-est ou à l'est de l'installation, qui sont pourtant sous les vents dominants de la fonderie. Les quotients de risque dans ces directions seraient sans doute un peu plus élevés.

Le **Tableau 36** ne donne pas les quotients pour la CCR de la Noranda parce que les données de surveillance du SO_2 à sa proximité étaient très limitées. De plus, l'attribution à la source fait problème parce que les rejets de SO_2 de cette affinerie de cuivre sont mineurs alors que d'autres sources de SO_2 partagent la même aire géographique.

Incertitudes : Les incertitudes liées à l'estimation de l'exposition au SO_2 ambiant tiennent à la situation des postes de surveillance du SO_2 dans des endroits qui pourraient révéler des niveaux d'exposition supérieurs ou inférieurs à ceux de la région. On a donné un exemple de sous-estimation plus haut. En plus, les limites de détection élevées de certains instruments de détection a nécessité une analyse statistique qui a probablement introduit des erreurs mineures dans les estimations des concentrations moyennes saisonnières de SO_2. Il y a également incertitude quant à la sélection des VCT et des VESEO, même si la quantité d'information relative aux effets du SO_2 ambiant est relativement importante.

Il existe un corps de preuves important des effets nocifs pour l'environnement des fumigations de SO_2 ambiant à proximité des fonderies de cuivre. Ces effets sont surtout dus aux rejets importants de SO_2 dans le passé. Les dommages infligés à la région de Sudbury en particulier ont fait l'objet d'une documentation très complète (voir par exemple Linzon, 1999 et les références qui y sont citées).

Selon les données du **Tableau 36**, on peut conclure qu'il est possible que l'exposition aiguë (une heure) et chronique (cycle végétatif) aux rejets de SO_2 de la partie fonderie des installations de fonderie et d'affinerie de cuivre cause des effets à la végétation sensible. Bien qu'il n'existe que quelques postes de surveillance au delà de 3 km des installations, les données pour la région de Sudbury révèlent que la région touchée peut s'étendre à 10 km ou plus de la source. Les distances sur lesquelles les effets causés aux espèces sensibles sont les plus probables (indiquées par un quotient de risque supérieur à 2) sont un peu plus faibles et s'étendent généralement à 4 km ou moins de la source.

3.1.1.1.2 Dépôts de sulfate

L'anhydride sulfureux rejeté par les fonderies et affineries de cuivre peut s'oxyder en sulfate dans l'atmosphère. L'anhydride sulfureux et les sulfates peuvent être transportés sur de grandes distances de la source et causer des retombées acides sur les sols et les lacs de vastes régions.

Le modèle source-récepteur MEI (voir section 2.3.1.1.3) a été utilisé pour estimer les retombées humides de sulfate dans quatre régions de l'est du Canada. Le MEI a été calibré pour tenir compte de l'oxydation, du transport et des retombées de SO_4^{2-} à partir des sources de rejets à travers le Canada et les États-Unis, pour la période de 1990 à 1993. Les quatre régions réceptrices sont Algoma, Ontario, Muskoka, Ontario, Montmorency, Québec, et Kejimkujik, Nouvelle-Écosse. Le **Tableau 37** présente les estimations des retombées humides de sulfate total sur les quatre régions pour 1990 à 1993.

Les charges critiques pour les retombées humides de sulfate calculées afin de permettre à 95 % des lacs de maintenir un pH de 6,0 ou plus sont aussi présentées dans le **Tableau 37**. Ces chiffres sont fondés sur l'évaluation de 100 à 300 lacs dans chacune des quatre régions considérées (Jeffries *et al.*, 1998). Une charge critique n'était pas disponible pour Muskoka : on a donc utilisé la valeur estimée pour Sudbury, située à environ 150 km au nord-ouest de Muskoka.

Les quotients de risque du **Tableau 37** ont été calculés en divisant les retombées humides de sulfate total estimées, provenant de sources anthropiques et naturelles d'anhydride sulfureux, par les charges critiques estimées pour les retombées humides de sulfate pour chacune des quatre régions. Pour tous les endroits récepteurs, le quotient de risque calculé est supérieur à un, ce qui indique un risque potentiel pour l'environnement qui reçoit ces retombées. Il est confirmé que les rejets de SO_2 au Canada et aux États-Unis ont été réduits depuis la période de 1990 à 1993 sur laquelle est fondée cette évaluation. Cependant, des études continues ont révélé qu'en dépit de ces réductions, il est probable que les charges critiques sont dépassées dans ces régions (Groupe de travail sur les émissions acidifiantes, 1997). À remarquer que ces quotients de risque sont fondés sur toutes les sources nord-américaines d'anhydride sulfureux.

Les paramètres du modèle MEI ont été réduits selon les données sur les rejets de 1995 pour les installations considérées dans la présente évaluation, afin d'estimer les contributions marginales des retombées attribuables à ces sources. Le **Tableau 37** présente l'attribution selon le genre de source. Par exemple, environ de 7 % du sulfate déposé à Muskoka est dû aux rejets de SO_2 des fonderies de cuivre canadiennes. Bien que ces pourcentages aient été calculés à partir des rejets de toutes les sources de retombées humides de sulfate entre 1990 et 1993, la comparaison des retombées de sulfate de ces années à celles de 1995 aux postes de surveillance de l'est du Canada suggère que les retombées humides de sulfate totales dans ces régions ont changé relativement peu entre 1990 et 1995 (**Tableau 14**). Il est également confirmé que les rejets de SO_2 de plusieurs installations faisant l'objet de la présente étude ont été réduites depuis 1995, l'année sur laquelle l'attribution a été fondée. Toutefois, les rejets anthropiques de plusieurs sources au Canada et aux États-Unis ont sans doute aussi été réduits. Ainsi, les pourcentages d'attribution à la source présentés dans le **Tableau 37** doivent refléter assez fidèlement les conditions actuelles.

Incertitudes : toute modélisation comporte des incertitudes, y compris l'évaluation détaillée des retombées acides dans l'est du Canada qui ont mené aux relations source-récepteur utilisées dans la présente étude (Olson *et al.*, 1983). Comme l'indique la section 2.3.1.1.3 cependant, aux postes où la comparaison était possible, les estimations des retombées acides et les résultats de la surveillance effectuée par le MEO s'accordent bien. Il y aussi des incertitudes liées à l'estimation des charges critiques dans les régions réceptrices, de même qu'à la comparaison des estimations de l'attribution à la source, calculées à partir des données sur les rejets de 1995, avec celles du modèle MEI, établies à partir des années 1990 à 1993. Comme on l'a expliqué plus haut, il est probable que les différences des deux périodes sont assez mineures.

Il existe un corps de preuves important sur les effets nocifs pour l'environnement des retombées acides passées. Les dommages infligés à la région de Sudbury en particuler ont fait l'objet d'une documentation très complète (voir par exemple Sanderson, 1998, et les références qui y sont citées).

Il est clair que les rejets anthropiques de SO_2 ont des effets nocifs sur les lacs de l'est du Canada. On a conclu que les fonderies de cuivre du Canada sont responsables d'une portion modérée des rejets de SO_2 qui mènent à ces retombées acides (jusqu'à 8 % des endroits récepteurs étudiés). Il semble que les affineries de cuivre canadiennes soient responsables d'une très faible partie des retombées acides. On doit rappeler cependant que la distinction entre les rejets provenant des procédés de fonte et d'affinage ne sont pas toujours clairs. En outre, selon les études sur le terrain effectuées dans la région de Sudbury, les sources importantes de rejets, comme les fonderies de cuivre, sont responsables d'une partie beaucoup plus importante du SO_4^{2-} total déposé jusqu'à environ 100 km de la source, là où les retombées sèches sont un facteur important (Keller et Carbone, 1997).

3.1.1.1.3 Dépôts de métaux

Le **Tableau 15**, le **Tableau 17** et le **Tableau 18** résument les estimations de retombées annuelles des métaux Cu, Zn, Ni, Pb, Cd et As, selon les données de surveillance faite à proximité des fonderies et affineries de cuivre. Le calcul des charges critiques pour ces métaux a fait l'objet de la section 2.4.1.1.3 et le **Tableau 31** et le **Tableau 33** résument les charges critiques annuelles.

Le **Tableau 38** présente les quotients de risque pour les métaux déposés à proximité des fonderies et affineries de cuivre. Ces quotients de risque ont été établis en divisant les valeurs de l'exposition (retombées) par les valeurs de l'effet attendu (charge critique). Les estimations pour les retombées et les charges critiques ont été calculées en fonction des formes solubles des métaux. Comme on l'a indiqué à la section 2.3.1.2.2, les valeurs des retombées établies à partir des données sur les retombées de poussières semblent les plus fiables. Quand des données d'autres sources sont disponibles, les données sur les retombées de poussières ont la prépondérance. La comparaison des retombées (et, donc, les quotients de risque) pour les postes situés à proximité des installations où la surveillance est faite, tant des retombées de poussières que des PST, indique qu'en général, l'estimation des retombées totales à partir des données de surveillance des PST sous-estiment les retombées par un facteur de 2 à 5. La probabilité que les données sur les PST sous-estiment les niveaux de retombées a fait l'objet de la section 2.3.1.2.2.

Les charges critiques utilisées pour établir les quotients de risque sont les valeurs du 25^e percentile pour les sols sablonneux ou pour les lacs, à peu près neutres à acides. Si les retombées étaient maintenues à ce niveau jusqu'à ce que l'état d'équilibre soit atteint dans une région typique du Bouclier canadien, 25 % des sols sablonneux et des lacs subiraient des effets nocifs. Ainsi, lorsque le quotient de risque d'un poste de surveillance est égal à un, il y a 25 % de chances que les sols sablonneux ou les lacs d'eau douce (de type Bouclier canadien) à proximité du poste soient affectés par les contaminants. Les quotients de risque supérieurs à 1,0 indiquent qu'il y a plus de chances d'observer des effets près de ce poste et que ces effets soient plus graves. Les charges critiques calculées pour les sols sablonneux typiques de ceux du Bouclier canadien ont été utilisées pour calculer le quotient de risque pour les installations CCR et Gaspé de la Noranda. Bien qu'elles ne soient pas situées sur le Bouclier canadien, l'examen de la géologie de surface locale et des cartes des sols (Lajoie, 1954; Mailloux, 1954; Gartner, 1978; Lee, 1979; Fulton, 1984, 1996; Agriculture Canada, 1989; Service des inventaires forestiers, 1991–1995) indiquent qu'il y a des sols sablonneux à proximité de chaque installation, ce qui rend l'application des charges critiques pour les sols convenable pour ces postes. Pour tous les autres postes, on a utilisé les charges critiques des eaux interstitielles et des eaux de surface les plus sensibles.

Le **Tableau 38** présente aussi l'information sur l'attribution à la source selon les rejets. Les installations Gaspé, Horne et CCR de la Noranda sont toutes trois distinctes et tous les rejets de métaux peuvent être attribués à la fonte ou à l'affinage du cuivre. La plupart des rejets de métaux de la région de Sudbury sont attribuables à la production du cuivre, bien que l'installation de Copper Cliff de l'Inco comporte aussi une affinerie de nickel qui contribue aux rejets de Cu, de Ni, de Pb et d'As. Le procédé de lixiviation sous pression du zinc de la HBM&S de Flin Flon comporte des rejets de métaux négligeables et les rejets de cette installation peuvent être attribués complètement à la fonderie de cuivre. De 14 % à 92 % des rejets de métaux provenant de l'installation de Kidd Creek de la Falconbridge sont attribuables à la production du cuivre. À remarquer cependant que parce que les attributions sont fondées sur un inventaire partiel des sources (par exemple, les rejets fugitifs des aires de stockage des scories ne sont pas inclus), les contributions relatives des fonderies et affineries aux taux de retombées de métaux totales estimées à partir des données de surveillance peuvent être un peu surestimées.

En général, on peut affirmer que le dépassement des charges critiques du 25^{e} percentile pour le Cu s'étendent à des distances supérieures à celles des autres métaux autour des fonderies et affineries de cuivre. La distance maximale à laquelle on ait observé un dépassement pour le Cu est à 14,0 km ce qui, les retombées étant symétriques, équivaut à une région de plus de 600 km^{2}. Les dépassements pour le Cu s'étendent au moins à 2 km pour toutes les installations étudiées, sauf pour CCR de la Noranda. Les dépassements des charges critiques du 25^{e} percentile pour le Zn, le Pb, le Cd et l'As ont aussi été observés, habituellement jusqu'à des distances de 2 à 4 km des installations.

Aucun des quotients de risque pour les poste de surveillance CCR de la Noranda n'a dépassé 1,0 à lui seul. À remarquer cependant, que la valeur pour le Cu (0,7) est proche de un et aussi que la somme des quotients individuels est un peu supérieure à un. Si on applique le modèle de l'additivité décrit à la section 3.1, il est possible que les sols sablonneux près de CCR de la Noranda subissent des effets nocifs dus aux charges combinées de ces métaux. En outre, comme on l'a déjà indiqué, il est très probable que les quotients de risque établis à partir des données sur les PST — comme celles du poste CCR — soient trop basses par un facteur de 2 à 5. Si on augmentait les quotients de la Noranda CCR même par un facteur de 2, la valeur pour le Cu dépasserait 1,0.

On peut conclure qu'il est possible que les organismes aquatiques ou endogés, ou les deux, subissent des effets nocifs dus à l'exposition à des concentrations à l'état d'équilibre de métaux causée par les rejets (de Cu, en particulier) à proximité des fonderies et affineries de cuivre. Les régions touchées pourraient s'étendre jusqu'à 14 km des sources, selon la comparaison des charges critiques, ce qui représente une région de plus de 600 km^{2}.

On a également estimé les rayons de dépassement fondés sur la modélisation des retombées génériques décrites à la section 2.3.1.2.3 dont SENES Consultants présente les détails.

Bien que plusieurs paramètres d'entrée du modèle soient fondés sur les données des installations faisant l'objet de l'étude, il est important de signaler que les résultats du modèle générique ne correspondent à aucune installation particulière. Plus précisément, les résultats pour des retombées modélisées du 95^{e} percentile seront fondées sur les pires caractéristiques (niveaux de rejets, hauteur des cheminées, etc.) utilisées comme paramètres d'entrée du modèle.

Les résultats présentés dans le **Tableau 23** appuient généralement les données sur les retombées établies par la surveillance. Les rayons de dépassement maximaux pour les CC_{25} ont été estimés à partir des données empiriques des installations ayant les rejets les plus élevés, et ces rayons se situent en général entre ceux établis au moyen des valeurs du 50^{e} et du 95^{e} percentile des retombées modélisées. Dans un certain nombre de cas, les rayons de dépassement estimés à l'aide de la modélisation des retombées sont

inférieurs à ceux établis à partir des données de surveillance. Cela peut révéler des rejets de sources qui ne sont pas considérées dans la présente évaluation (et, donc, pas utilisées comme paramètres d'entrées du modèle), mais qui contribuent aux concentrations de fond. Ces sources peuvent provenir, par exemple, de la production ou du transport de concentrés ou du métal des poussières poussées par le vent provenant des aires de stockage des scories découvertes. L'estimation du Cu rejeté par les fonderies de cuivre fait exception. Selon le 25^e percentile des retombées modélisées, le rayon de dépassement de la CC_{25} pour le Cu est de 7 km. Cette valeur est quelque peu supérieure au rayon de dépassement révélé par les données de surveillance du cuivre. Ceci tient en partie au fait que les rejets de Cu de la seule fonderie de cuivre distincte étudiée dans la présente évaluation est assez faible. Toutefois, comme on l'a indiqué dans la section 2.3.1.2.2, les valeurs pour les retombées totales calculées en appliquant une vitesse de dépôt aux données de surveillance de PST sont généralement sous-estimées, surtout près de la source. Toutes les estimations de retombées calculées empiriquement pour la Noranda CCR et la région de Sudbury ont été fondées, en tout ou en partie (c.-à-d. « humides plus sèches »), sur les données des PST. Le rayon de dépassement relativement grand peut révéler le fait que la plus grande partie des métaux rejetés par les affineries de cuivre sont fugitifs ou proviennent de cheminées basses. Il est donc possible que les rejets de Cu de la fonderie de cuivre de l'Inco à Sudbury contribue plus aux retombées locales de Cu que les 13 % attendus selon l'attribution à la source (voir **Tableau 38**). Ainsi, les affineries de cuivre pourraient être des sources de retombées locales plus importantes que celles prévues par la seule considération des données sur les rejets.

Incertitudes : L'incertitude n'est pas très grande quant aux données de surveillance, mais elle l'est beaucoup plus quant à leur usage pour l'estimation des retombées annuelles. Plus précisément, l'estimation des retombées métalliques totales à partir des mesures des PST sous-estime généralement l'exposition. On a discuté de la fiabilité relative des résultats obtenus au moyen de diverses méthodes dans la section 2.3.1.2.2.

Il y a des incertitudes liées à la sélection des VESEO, bien qu'on ait vu à utiliser des études de grande qualité consacrées aux espèces biologiques réalistes (indigènes) les plus sensibles. Le recours au modèle de l'activité de l'ion libre pouvait créer une grande incertitude dans le présent travail. Bien que cette démarche constitue une amélioration par rapport aux méthodes d'évaluation habituelles qui considèrent l'exposition aux concentration de métaux, elle introduit des incertitudes relatives à l'estimation des concentrations d'ions libres et à la biodisponibilité. Les paramètres qui influencent l'apport de métal pour les organismes incluent la concentration en ions libres en solution, le pH et la dureté de l'eau. On a transigé avec les deux derniers en choisissant des études sur les effets qui rapportaient des conditions semblables à celles typiques de l'eau douce, presque neutre à acide, des lacs du Bouclier canadien. Le recours au modèle de l'activité de l'ion libre a requis qu'on écarte les études sur les effets qui ne contenaient pas assez de données pour permettre l'estimation des concentrations d'ions libres métalliques. Certaines études qui rapportaient les effets observés les « plus sensibles » n'ont donc peut-être pas été considérées. Cette démarche a écarté de même la voie de l'ingestion pour l'apport des métaux, ce qui a peut-être sous-estimé de façon significative l'exposition de certains organismes.

Il y a une grande incertitude quant aux hypothèses faites pour le modèle du devenir et du transport en vue de calculer les charges critiques. On les a traitées dans la section 2.4.1.1.3. Une des plus grande incertitudes est l'hypothèse selon laquelle il n'y aurait pas de transfert de métaux du bassin hydrographique vers les lacs. On pense qu'elle pourrait entraîner une sous-estimation de l'ordre de cinq fois l'exposition aux métaux (l'équivalent d'une surestimation de l'ordre de cinq des charges critiques) dans certains pires scénarios réalistes. La sous-estimation pourrait même être plus grande encore pour un faible pourcentage des bassins hydrographiques. La modélisation des charges critiques a été menée à l'état d'équilibre afin d'éviter les complications dues aux dépôts historiques qui étaient beaucoup plus importants que les dépôts actuels. Il faut signaler encore une fois que, dans plusieurs cas, les niveaux de

l'exposition doivent diminuer sur de longues périodes de temps pour atteindre des concentrations à l'état d'équilibre. Par conséquent, la possibilité que les organismes subissent des effets pendant cette période de temps avant l'état d'équilibre a peut-être été sous-estimée.

Il faut signaler que les quotients de risque calculés dans la présente section ont été fondés sur la comparaison du 25^{e} percentile des charges critiques plutôt que sur des niveaux plus protecteurs comme le 10^{e} percentile. En outre, on n'a pas traité en détails des effets additifs de l'exposition des organismes aux multiples métaux. On doit garder à l'esprit ce potentiel d'effets additifs quand on considère les quotients de risque fondés sur l'exposition aux métaux individuels. Enfin, pour des raisons pratiques, la présente évaluation a étudié en détails un nombre limité de constituants rejetés par les installations. Il est entendu que les constituants qui n'ont pas été évalués — comme le mercure — introduisent une incertitude dans la caractérisation globale du risque.

La gamme estimée des incidences s'apparente généralement aux résultats des études aquatiques et terrestres sur le terrain des effets environnementaux de l'accumulation de métaux, surtout historique, à proximité des fonderies (voir, par exemple, Freeman et Hutchinson, 1980; Couillard *et al.*, 1993; Borgmann *et al.*, 1998). Sanderson (1998, et les références qui y sont citées), par exemple, apporte d'autres témoignages des effets des métaux sur les organismes causés par les rejets passés des fonderies de cuivre.

3.1.1.2 Rejets dans l'eau (Noranda CCR)

Risques : On a effectué une évaluation préalable des risques spécifiques au site des rejets de la CCR Noranda dans les eaux de surface. Les données sur les rejets ont servi à évaluer les concentrations moyennes annuelles auxquelles les organismes sont exposés dans les eaux réceptrices de la station d'épuration des eaux de la CUM qui traite les eaux usées de la CCR (Tableau 26).

Le **Tableau 39** présente les quotients de risque des rejets dans l'eau de la SEEU de la CUM. Le tableau présente aussi les estimations de la proportion de ces rejets attribuable à la CCR Noranda. Les quotients de risque ont été calculés en divisant les concentrations de l'exposition par les VESEO dont on a traité dans la section 2.4.1.2 et qui sont résumées dans le **Tableau 35**. Comme le montre le **Tableau 39**, le Cu et l'Ag (quotients = 1,4 et 4,9, respectivement) présentent un potentiel d'effets chroniques pour les poissons et l'Ag (quotient = 1,4) un potentiel d'effets aigus pour le zooplancton dans le champ proche du panache dans le fleuve Saint-Laurent. L'évaluation de la toxicité des effluents de la SEEU de la CUM (traitée dans la section 2.4.1.2.1) révèle également que le panache présente un potentiel de toxicité bien qu'on ne soit pas certain que les échantillons testés aient été représentatifs. Il n'existe aucune donnée de surveillance sur les incidences environnementales. La contribution en Cu et en Ag de la CCR dans l'effluent de la SEEU de la CUM est très faible. Ainsi, la possibilité d'incidences qu'on a établi doit être attribuée à des sources autres que l'affinerie de cuivre.

Incertitudes : Dans l'évaluation des rejets dans l'eau, on a composé avec certaines incertitudes en posant des *a priori* modérés qui ont résulté en estimations élevées de l'exposition aux produits chimiques et en estimations faibles des concentrations produisant un effet observé. Il est ainsi peu probable que les effets possibles soient ignorés.

Deux des *a priori* modérés pour l'exposition consistait à supposer que les poissons à domaine vital réduit résident dans le champ proche du panache et le recours à des périodes d'exposition de deux à cinq jours pour les repères de toxicité aiguë pour le zooplancton. En outre, les repères de toxicité étaient

établis en vue de protéger des espèces sensibles qui ne sont peut-être pas présentes dans les milieux récepteurs locaux.

Il est à noter, par contre, que la présente étude des risques considère les effets possibles de chaque élément pris isolément. Comme on l'a déjà signalé (voir « Effets combinés des rejets de métaux » — Section 3.1), il est possible que les risques soient plus importants à cause de l'exposition simultanée à des éléments multiples. Une incertitude d'un ordre de grandeur est habituellement liée au coefficient de répartition eaux/sédiment. Il y en a aussi dans la capacité des modèles appliqués d'estimer avec précision la configuration de la dispersion du panache. Le manque de données de surveillance du champ proche a empêché la validation de ce modèle.

Quant à la SEEU de la CUM en particulier, aucune donnée ne permettait d'estimer le quotient de risque à court terme (établi à partir des charges moyennes maximales sur un mois ou sur quatre jours) qui serait sans doute supérieur à celui calculé au moyen des charges moyennes annuelles. En outre, faute de données sur les formes chimiques des rejets, on a supposé que tous les métaux se présentaient sous forme dissoute ou adsorbée (c.-à-d. biodisponible).

3.1.2 Usines d'élaboration du zinc primaire et secondaire

3.1.2.1 Rejets dans l'air

3.1.2.1.1 Anhydride sulfureux

Les données de surveillance du SO_2 ambiant à proximité des usines d'élaboration du zinc ont été fournies par les compagnies. Ces données représentent l'exposition au SO_2 sur des périodes d'un cycle végétatif et d'une heure. Le **Tableau 10** et le **Tableau 11**, respectivement, résument ces données.

Le **Tableau 36** présente des renseignements sur les risques liés au SO_2 ambiant. Le calcul et l'interprétation de ces données ont été présentés dans la section 3.1.1.1.1.

Comme l'indique le **Tableau 36**, quatre installations comptent une usine d'élaboration du zinc. Les rejets de SO_2 provenant de ces usines sont habituellement associés aux opérations de grillage. La CEZinc de la Noranda est une installation qui ne comporte qu'une usine de traitement du zinc. Quatre-vingt-cinq pour cent des rejets de la Cominco à Trail sont attribués à l'usine d'élaboration du zinc, le reste à l'usine de traitement du plomb. L'usine d'élaboration du zinc de Kidd Creek de la Falconbridge est responsable d'environ 15 % (chiffre estimé) des rejets de SO_2 de cette installation. Enfin, bien que la HBM&S comporte une fonderie de cuivre et une usine d'élaboration du zinc, le procédé de lixiviation sous pression utilisé pour le traitement du zinc ne comporte aucun rejet de SO_2.

Les valeurs du « quotient de risque moyen du cycle végétatif » chronique du **Tableau 36** pour les trois installations qui produisent des rejets de SO_2 mesurables révèlent très peu de similitudes. Cela est dû en partie au fait que les données du tableau ont perdu une certaine cohérence spatiale parce que les postes sont énumérés dans un ordre croissant de distance à l'installation sans égard à la direction. Le fait d'ignorer les facteurs géographiques et météorologiques masque quelque peu les tendances des données.

La tendance la plus claire est offerte par la Cominco à Trail à cause de son plus grand nombre de postes de surveillance. L'installation étant située dans la vallée, la plupart des postes de surveillance sont

sous le vent la plupart du temps. Bien que les quotients de risque moyen pour le cycle végétatif ne soient pas particulièrement élevés (maximum de 3,4), ils sont cependant élevés pour une grande région. Le dépassement du quotient de risque de deux indiquent que les effets observés sont « probables » chez les espèces sensibles et s'étendent sur environ 10 km dans les limites de la vallée.

À l'installation de la CEZinc de la Noranda, on observe un quotient de risque chronique assez élevé (2,6) à un poste de surveillance situé à 1,3 km de l'usine dans une direction souvent sous le vent. Le quotient de risque d'un autre poste situé à distance égale dans une direction peu souvent sous le vent est assez faible. On manque de données pour établir l'étendue des régions touchées sous le vent.

Les incidences environnementales du SO_2 rejeté par l'usine d'élaboration du zinc de Kidd Creek de la Falconbridge sont moins significatives à cause des quotients de risque plus faibles observés aux postes de surveillance à proximité de l'installation et de la contribution aux rejets de SO_2 totaux, plus faible aussi, de l'usine d'élaboration du zinc.

Les données sur les risques que présente l'exposition aiguë (une heure) de chaque installation révèlent des tendances semblables à celles observées pour l'exposition chronique (cycle végétatif). À l'installation de la Cominco à Trail, on observe un nombre modéré de dépassements des concentrations avec effet « possible » (QR=1) et relativement peu de dépassements avec effet « probable » sur les espèces sensibles (QR=2). Les limites extérieures observées pour le dépassement de ces deux niveaux est d'environ 10 km et 4 km, respectivement. Les quotients de risque aigu supérieurs à 1,0 sont assez fréquents aux postes de surveillance situés sous le vent de l'usine CEZinc de la Noranda, ce qui augmente la possibilité que la région touchée par le SO_2 ambiant dans la direction sous le vent s'étende à une distance un peu plus grande de la source. Bien que le nombre de périodes d'une heure pendant lesquelles le quotient de risque était supérieur à un à certains postes de surveillance de la Falconbridge Kidd Creek ait été modéré, le QR=2 n'a été dépassé qu'à une seule occasion.

La colonne du quotient de risque « maximum » révèle les concentrations extrêmes de l'exposition aiguë (une heure) au SO_2 que subit la végétation à proximité de l'usine d'élaboration du zinc. Le quotient le plus élevé, 4,2, a été calculé à un poste situé près de l'installation de la Cominco à Trail.

On peut en conclure que les effets sur la végétation de l'exposition aiguë (une heure) et chronique (cycle végétatif) au SO_2 rejeté par les usines d'élaboration du zinc sont possibles. Selon le type d'installation (les rejets d'anhydride sulfureux sont habituellement associés aux opérations de grillage), la météorologie et la géographie locales, les régions touchées peuvent s'étendre à environ 10 km de la source.

Incertitudes : Les incertitudes liées à l'évaluation des risques que le SO_2 ambiant présente pour l'environnement ont été traitées avec les rejets dans l'atmosphère des fonderies et affineries de cuivre (voir section 3.1.1.1.1).

3.1.2.1.2 Dépôts de sulfate

L'anhydride sulfureux rejeté par les usines d'élaboration du zinc peut être oxydé en sulfates dans l'atmosphère. L'anhydride sulfureux et le sulfate sont susceptibles d'être transportés à de grandes distances de la source, ce qui provoque des retombées acides sur les sols et les lacs de très vastes régions.

Le **Tableau 37** présente les données nécessaires à l'évaluation des risques liés aux retombées humides de sulfate; la section 3.1.1.1.2 traite du calcul et de l'interprétation de ces données. Comme on

l'a expliqué, les paramètres du modèle ont été réduits à partir des données sur les rejets de 1995 pour les installations considérées dans la présente évaluation afin d'estimer les contributions marginales aux retombées attribuables à ces sources. Des quatre régions réceptrices indiquées dans le **Tableau 37**, la contribution relative la plus élevée aux retombées humides de sulfate provenant d'une usine d'élaboration du zinc était de 0,2 % à Montmorency.

Incertitudes : Les incertitudes liées à l'évaluation des risques pour l'environnement des retombées humides de sulfate ont été traitées avec les rejets dans l'atmosphère des fonderies et affineries de cuivre (voir section 3.1.1.1.2).

Bien que les effets nocifs de l'acidification des lacs dans l'est du Canada due aux rejets anthropiques de SO_2 soient clairs, on peu conclure que les usines canadiennes d'élaboration du zinc ne sont responsables que d'une faible partie des rejets de SO_2 menant à l'acidification des lacs.

3.1.2.1.3 Dépôts de métaux

Le **Tableau 15**, le **Tableau 17** et le **Tableau 18** résument les estimations de dépôts annuels des métaux Cu, Zn, Ni, Pb, Cd et As établies à partir des données de surveillance à proximité des usines d'élaboration du zinc. Le calcul des charges critiques pour ces métaux fait l'objet de la section 2.4.1.1.3, et les charges critiques annuelles sont résumées dans le **Tableau 31** et le **Tableau 33**.

Le **Tableau 38** présente les données sur les risques que représentent les retombées métalliques à proximité des usines d'élaboration du zinc. La section 3.1.1.1.2 présente le calcul et l'interprétation des données de ce tableau.

On a utilisé les charges critiques calculées pour les sols sablonneux typiques de ceux qu'on trouve sur le Bouclier canadien afin de calculer les quotients de risque de la Cominco à Trail et de la Noranda CEZinc. Bien que ces dernières ne soient pas situées dans le Bouclier canadien, l'examen de la géologie de la surface locale et des cartes des sols (Lajoie, 1954; Mailloux, 1954; Gartner, 1978; Lee, 1979; Fulton, 1984, 1996; Agriculture Canada, 1989; Service des inventaires forestiers, 1991–1995) indiquent qu'il y a des sols sablonneux près de ces deux installations, ce qui rend l'application des charges critiques pour les sols sablonneux convenable à ces endroits. Pour la HBM&S et Kidd Creek de la Falconbridge, on a utilisé les charges critiques les plus sensibles pour les sols et pour les eaux.

Le **Tableau 38** présente aussi des données sur l'attribution à la source fondée sur les rejets. La Noranda CEZinc ne comportant qu'une seule usine, tous les rejets de métaux sont attribués à la production du zinc. L'installation de la Cominco à Trail comporte pour sa part une usine de production de plomb responsable d'une grande partie des rejets de Pb, de Cd et d'As de ce complexe. Le procédé de lixiviation sous pression utilisé par la HBM&S à Flin Flon ne produisant que des rejets insignifiants des métaux évalués, on l'a exclu de toute considération ultérieure. L'installation de la Falconbridge à Kidd Creek comporte de multiples opérations. Seuls les rejets de Zn et d'As en quantités significatives proviennent de l'usine d'élaboration du zinc. Il faut cependant noter que ces attributions n'étant fondées que sur un inventaire partiel des sources (par exemple, les rejets fugitifs des aires d'entreposage des scories sont exclus), la contribution relative des usines d'élaboration du zinc aux taux de dépôts métalliques estimés à partir des données de surveillance est peut-être surestimée.

Les données du **Tableau 38** révèlent clairement que les charges critiques de 25^e percentile pour le zinc sont souvent dépassées. À l'installation de la Cominco, on peut observer des quotients de risque de beaucoup supérieurs à un à un poste de surveillance à 10,5 km en aval de l'usine. Si on tient compte du

quotient de risque établi à partir des PST de 1,0 observé à 12,7 km, la région touchée s'étend probablement à plus de 13 km. Les charges critiques pour le Pb et le Cd aussi sont dépassées sur une distance de plus de 10km, bien que seulement 4 % et 36 % des rejets de ces métaux, respectivement, sont attribuables à la production du zinc.

Aux installations de Kidd Creek de la Falconbridge et CEZinc de la Noranda, la charge critique pour le Zn est dépassée de beaucoup jusqu'à une distance de 4,0 km — le poste de surveillance le plus éloigné. Toutefois, à la Falconbridge, seulement 24 % des rejets sont attribués à la production du zinc, le reste provenant du concentrateur.

On peut conclure que l'exposition à des concentrations à l'état d'équilibre de métaux à proximité des usines d'élaboration du zinc due aux rejets (de zinc en particulier) de ces installations peuvent constituer un potentiel d'effets nocifs pour les organismes aquatiques ou endogés. Selon le type d'installation (les rejets de métaux provenant des usines utilisant exclusivement le procédé de lixiviation sous pression sont négligeables), la météorologie et la géographie locales, les régions touchées peuvent s'étendre jusqu'à environ 13 km de la source.

On a également estimé les rayons de dépassement pour les usines d'élaboration du zinc au moyen du modèle générique de retombées expliqué dans la section 2.3.1.2.3 et que SENES Consultants (2000) décrit en détails.

Le **Tableau 23** donne la distance maximale de chaque type d'installation, ou combinaison d'installations, où les estimations des niveaux de retombées solubles totales de 50^{e} et de 95^{e} percentile dépassent la charge critique repère du 25^{e} percentile. Comme on l'a vu dans la section 3.1.1.1.3, les résultats ne correspondent à aucune installation distincte ou à aucune combinaison d'installations. Encore une fois, les résultats du **Tableau 23** viennent généralement appuyer les données sur les retombées établies à partir de la surveillance, et les estimations des rayons de dépassement établis à partir du modèle ont tendance à être inférieures à celles provenant des données de surveillance. En plus des autres sources pouvant contribuer aux concentrations de fond locales, l'explication possible tient peut-être aux quantités sous-estimées de rejets de métaux provenant de la Cominco à Trail, un des ensembles de données ayant servi de paramètres d'entrée au modèle (voir la note de bas page du **Tableau 4**). Comme on l'a noté pour les affineries de cuivre, la plus grande partie des métaux rejetés par les usines d'élaboration du zinc proviennent de sources de faible hauteur, ce qui augmente de beaucoup le potentiel de ces usines de contribuer aux retombées locales.

Incertitudes : Les incertitudes liées à l'évaluation des risques pour l'environnement dues à l'exposition aux retombées de métaux ont été traitées avec les fonderies et affineries de cuivre (voir section 3.1.1.1.3).

3.1.2.2 Rejets dans l'eau (Noranda CEZinc et Cominco-Trail)

Risques : Une évaluation régiospécifique préalable des risques que représentent les rejets dans les eaux de surface a été effectuée pour deux installations : CEZinc de la Noranda et la Cominco à Trail. Les données sur les rejets et les données de surveillance ont servi à estimer l'exposition mensuelle (chronique) et quatre jours (aiguë) maximales pour ces installations; elles sont présentées dans **Tableau 27** et le **Tableau 28**, respectivement.

Le **Tableau 40** et le **Tableau 41**, respectivement, présentent les quotients de risque des rejets dans l'eau de la CEZinc et de Trail. Ces tableaux contiennent aussi des estimations de la proportion des

constituants de ces rejets attribuables aux installations évaluées. Les quotients de risque ont été calculés en divisant les concentrations de l'exposition par les VESEO qui ont fait l'objet de la section 2.4.1.2 et que résument le **Tableau 35**.

Les effets potentiels des effluents des installations de la CEZinc et de la Cominco à Trail ont été évalués en considérant leurs incidences locales sur les eaux réceptrices des fleuves Saint-Laurent et Columbia. Comme les quotients de risque pour la CEZinc présentés dans le **Tableau 40** l'indiquent, il y a possibilité d'effets chroniques pour les poissons dus au Se (quotient=4,9 établi à partir des données sur les rejets de 1995) et le Cu (quotient=1,5) dans des conditions de charges maximales. Toutefois, les réductions récentes des rejets de Se ont sans doute diminué le quotient pour cet élément. Les tests de toxicité sur l'effluent de la CEZinc (traités dans la section 2.4.1.2.1) n'indique aucun potentiel de toxicité aquatique dans le panache, compte tenu des mesures de contrôles actuelles en vigueur. Il n'existe aucune donnée de surveillance des incidences environnementales.

Pour les rejets de la Cominco à Trail provenant de la production de zinc (**Tableau 41**), il existe un potentiel d'effets nocifs pour les poissons dus au Cd et au Tl (quotients=1,1 et 3,4, respectivement) et pour les organismes benthiques dus au Zn, au Cd, à l'As et au Hg (quotients jusqu'à 4,5). Toutefois, dans le cas du Cd et de l'As, une faible partie de l'exposition est attribuable à l'usine d'élaboration du zinc de la Cominco à Trail. Les tests de toxicité des effluents de la Cominco à Trail (traités dans la section 2.4.1.2.1) n'indique aucun potentiel significatif de toxicité aiguë dans le panache. Aucun test de toxicité chronique n'a été effectué. La surveillance des incidences environnementales (traitée dans la section 2.4.1.2.3) a révélé que les sédiments sont toxiques et qu'ils avaient des effets sur la communauté benthique et le périphyton dans les régions immédiatement en aval des exutoires, bien que ces effets puissent être liés, du moins en partie, aux dépôts de scories historiques.

Incertitudes : Comme on l'a déjà signalé (voir section 3.1.1.2) dans l'évaluation des rejets dans l'eau, on compose avec certaines incertitudes en posant des *a priori* modérés. Par conséquent, les effets possibles déterminés ne se réaliseront peut-être pas. Par exemple, on a fait des hypothèses modérées que les poissons dont le domaine vital est restreint résident dans le champ proche du panache et que les organismes dans les milieux récepteurs locaux sont les plus sensibles de toute la documentation.

Il est à noter, par contre, que les quotients de risque de plusieurs combinaisons d'organismes étaient tout juste sous la barre du 1,0 et que si on appliquait le modèle de l'additivité traité plus haut (voir « Effets combinés des rejets de métaux » — Section 3.1), il est possible que les risques soient plus importants à cause de l'exposition simultanée à des éléments multiples. En outre, aucune donnée n'a permis de calculer une concentration maximale mensuelle d'exposition à l'ammoniac à l'installation de la CEZinc. Cette omission peut être importante car le quotient de risque établi pour les poissons était de 0,58, selon une VEE annuelle moyenne. Un quotient de risque fondé sur une VEE mensuelle maximale pourrait être de beaucoup supérieure.

Une incertitude d'un ordre de grandeur est habituellement liée aux coefficients de répartition eaux/sédiments. Il y a aussi incertitude quant à la capacité du modèle appliqué d'estimer la configuration de dispersion du panache. L'absence de données de surveillance du champ proche a empêché la validation de ce modèle.

3.2 LCPE 1999, 64(*b*): Environnement essentiel pour la vie

Comme l'explique la section 2.4.2, compte tenu des très faibles quantités de COV contenues dans les rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada, on ne s'attend pas à ce qu'elles contribuent de façon significative à la création d'ozone troposphérique. De même, étant donné la faiblesse des rejets de COV et le fait qu'il est peu probable que les aérosols de sulfate formés par le SO_2 rejeté migrent vers la stratosphère, il est peu probable que ces rejets contribuent à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique. Enfin, compte tenu des quantités relativement faibles de CO_2 et d'autres gaz à effet de serre que contiennent les rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada, il est peu probable que ces gaz contribuent de façon significative au réchauffement de la planète.

3.3 LCPE 1999, 64(*c*): Santé humaine

3.3.1 Calcul de l'exposition de la population

Selon les données résumées dans la section 2.3.1, les rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc contribuent à l'augmentation des niveaux de métaux, de SO_2 et de MP dans l'atmosphère. Pour les installations comptant plus d'un poste de surveillance, les concentrations moyennes d'As, de Cd, de Cr, de Ni, de SO_2 et de MP augmentent généralement avec la proximité à la fonderie. Toutefois, bien que ces niveaux soient élevés de cette façon à la plupart des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc, en particulier aux postes de surveillance les plus proches des installations (c.-à-d. moins d'un km), la concentration moyenne ne diminue pas de façon décroissante en fonction de l'augmentation de la distance. Cela est probablement dû à d'autres facteurs qui influencent la dispersion des rejets, y compris la météorologie et la topographie locales, de même que le petit nombre de postes de surveillance à proximité de toutes les installations. Il semble aussi que les postes de surveillance soient placés à proximité des populations locales, qui ne résident habituellement pas sous le vent des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc, plutôt que là où on pourrait suivre la dispersion des rejets.

En outre, le niveau de chacune de ces substances dans l'atmosphère près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada est toujours supérieur aux « concentrations de fond » mesurées dans des régions éloignées des sources ponctuelles, mais dans quelle mesure ce niveau est supérieur varie beaucoup d'une substance à l'autre et d'une installation à l'autre. Ainsi, les concentrations d'As, de Cd et de Pb sont supérieures d'environ trois ordres de grandeur près de certaines installations, alors que les concentrations de SO_2 et de MP près de toutes les fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc sont beaucoup plus modestes. De même, les concentrations d'As, de Cd et de Pb sont habituellement supérieures près des installations qui comportent une fonderie, par rapport à celles qui ne comportent qu'une affinerie, ce qui reflète le fait que l'affinage rejette des quantités inférieures de ces métaux (Tableau 4).

D'où les résultats de la surveillance près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada qui indiquent que les rejets de ces installations augmentent le potentiel d'exposition par inhalation (la voie associée aux effets critiques pour ces substances) à ces substances et à d'autres.

L'importance et l'emplacement des populations locales n'ont pas été établis pour la présente évaluation et le réseau des postes de surveillance de chaque installation est très limité. Néanmoins, bien que le nombre de postes près de chacune des installations soit très faible, ces postes sont généralement bien situés par rapport aux populations locales. La plupart des postes de surveillance sont situés dans les zones résidentielles et il existe un potentiel d'exposition de la population générale dans les zones commerciales et rurales où sont situés la plupart des autres postes. En outre, selon l'information disponible, bien que les populations résidant dans ces endroits relativement isolés ne soient pas nombreuses, un nombre important de personnes (quelques milliers et, dans certains cas, plus de 100 000) résident à quelques kilomètres seulement de presque toutes ces installations (SENES Consultants, 1996b; Fontana, 2000). Dans certains cas, les communautés locales sont situées à quelques centaines de mètres des fonderies.

Pour l'évaluation sur la santé, on a mis l'accent sur les incidences possibles des rejets actuels de substances des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada. À cette fin, on s'est limité aux données de surveillance de l'air ambiant parce que les niveaux dans l'air reflètent beaucoup mieux les rejets actuels que les autres milieux fortement influencés par les rejets historiques élevés. Les résultats d'études sur le plomb dans l'environnement menées près de la fonderie de plomb et de l'usine d'élaboration du zinc de la Cominco à Trail, C.-B., apportent une confirmation à cette hypothèse (Hilts *et al.*, 1998). Dans ces études, plusieurs sources de données révélaient que le transport dans l'air de Pb ré-entraîné provenant de réservoirs historiques était minime comparé aux rejets actuels :

(1) la quantité de Pb en suspension dans l'air était quatre fois supérieure quand le vent prédominant soufflait de la fonderie vers les poste de détection, par rapport à quand il soufflait dans d'autres directions;
(2) bien que les retombées de poussières aient augmenté pendant les mois d'été, quand le sol est nu et que le temps est sec, la quantité de Pb dans les retombées de poussières étaient plus élevée pendant les mois d'hiver alors que les conditions de dispersion des rejets sont les moins bonnes;
(3) on a constaté une baisse de 80 % à 90 % du Pb dans l'air et dans les retombées de poussières lors d'une fermeture de la fonderie pendant un mois, et
(4) les concentrations de Pb dans les retombées de poussières étaient généralement très élevées (>10 000 mg/kg), supérieures même à la fraction très fine du sol.

La modélisation par équations structurelles des voies de pénétration dans cette communauté a expliqué 71 % des variations du niveau de plomb dans le sang et ont révélé que son principal responsable direct était la charge en plomb des poussières domestiques, et que le Pb dans l'environnement passait par les retombées de poussières dans les rues, sur les sols et dans les jardins pour pénétrer dans les résidences (Hilts *et al.*, 1998). À la suite de l'introduction en 1997 d'une nouvelle fonderie de plomb qui a diminué les rejets de Pb de façon significative, les concentrations géométriques moyennes de plomb dans le sang des enfants est tombé de moitié, de 11,5 µg/dL en 1996 à 5,9 µg/dL en 1999 (Hilts *et al.*, 1998; Hilts, 2000).

Ainsi, les résultats d'études menées près de Trail confirment que les niveaux de métaux dans l'atmosphère et que l'exposition des populations locales aux métaux sous forme de particules sont fortement influencés par les rejets actuels des fonderies. On s'attend donc à ce que ce phénomène soit encore plus important près de certaines autres fonderies et affineries de cuivre et usines d'élaboration du zinc dont les rejets de Pb et d'autres métaux sont plus importants (plusieurs fois, dans certains cas) que ceux de la fonderie de Trail (Tableau 4).

3.3.2 Évaluation des effets

Les études épidémiologiques sur les populations humaines exposées aux rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc dans l'environnement sont tout à fait pertinentes à la caractérisation de la « toxicité » au sens de l'article 64 (*c*) de la LCPE, tant du point de vue des caractéristiques des substances auxquelles elles ont été exposées que du point de vue de la composition des populations étudiées (c.-à-d. ceux exposés dans le milieu général y compris les jeunes, les personnes âgées et les personnes affaiblies).

Toutefois, à l'exception du taux élevé de plomb dans le sang, le poids de la preuve des effets sur la santé provenant des études épidémiologiques des populations vivant à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc est insuffisant (section 2.4.3). Et même dans le cas du taux de plomb dans le sang, bien que les données les plus récentes sur ces populations au Canada indiquent qu'environ 10 % à 20 % des enfants examinés avaient un taux de plomb égal ou supérieur au niveau d'intervention actuel de 10 µg/dL, de telles données ne sont disponibles que pour un petit nombre d'installations canadiennes, et la plupart ont déjà plusieurs années. En outre, le taux de plomb actuel dans le sang des enfants s'expliquerait par les contributions inconnues des rejets courants et des rejets historiques de plomb.

C'est pour ces raisons que les résultats des études épidémiologiques disponibles des populations résidant à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc sont jugées insuffisantes pour caractériser la réaction à l'exposition tant pour les effets cancérigènes que non cancérigènes.

Quant aux substances pour lesquelles des données récentes sur l'air ambiant près des installations canadiennes ont été calculées dans la section 2.3.1 (c.-à-d. As, Cd, Cr, Ni, Pb, SO_2 et MP), on dispose d'évaluations sur la santé menées en vertu du programme LSIP ou ailleurs dans le monde. (Ces substances couvrent la plus grande partie, quant à la masse, des substances rejetées dans l'atmosphère par les fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc (Tableau 3, Tableau 4 et Tableau 5), de même que celles que l'on considère *a priori* comme les plus pertinentes pour la santé.) Les critères retenus pour le choix des évaluations sur la santé, parmi celles qui étaient disponibles pour ces substances, incluaient une méthode en accord avec les principes sur lesquels les évaluations pour la santé de la LSIP sont fondées (par exemple, le fait que l'évaluation soit fondée exclusivement sur la santé), une évaluation consacrée à une exposition par voie d'inhalation qui contenait des mesures quantitatives des réactions à l'exposition, et qu'elle ait été menée récemment. C'est sur ces principes que les évaluations sélectionnées incluaient celles menées pour le programme de la LSIP pour l'As (EC/SBC, 1993), le Cd (EC/SC, 1994a), le Cr (EC/SC, 1994c), le Ni (EC/SC, 1994b) et les matières particulaires inhalables (EC/HC, 2000), et celles menées à l'appui de l'élaboration des Recommandations pour la qualité de l'air pour l'Europe, Pb et SO_2, de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2000).

Dans la section qui suit, on présente le résumé d'une évaluation menée en vertu du programme de la LSIP ou du programme des recommandations pour la qualité de l'air de l'OMS pour chaque métal, pour le SO_2 et pour les MP. Pour chacun, on inclut le résumé du poids de la preuve de l'effet critique de chaque substance et le fondement de la mesure de la réaction à l'exposition (quant à la santé) ou la valeur

repère de l'effet critique. Il est à noter que les renseignements présentés proviennent en totalité des rapports sur ces évaluations sur la santé[14].

Quand c'est possible pour les substances d'intérêt prioritaire dont le poids de la preuve de la cancérogénicité est suffisant, l'exposition estimée est comparée aux estimations quantitatives du potentiel cancérigène afin de caractériser le danger et de fournir une recommandation sur la priorité des mesures à prendre (c.-à-d. analyses des options pour réduire l'exposition). Ce potentiel cancérigène est habituellement exprimé par la dose ou la concentration qui provoque une augmentation de 5 % de son incidence ou de la mortalité due à des tumeurs pertinentes (TD_{05} ou CT_{05}), augmentation établie à partir des données tirées d'études toxicologiques sur des animaux de laboratoires ou d'études épidémiologiques sur les populations humaines exposées.

3.3.2.1 Caractérisation de l'exposition-réponse de constituants sélectionnés des rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc

3.3.2.1.1 Arsenic

Le texte qui suit, résumé du rapport d'évaluation de la LSIP sur « L'arsenic et ses composés » (EC/SBC, 1993), est tiré de Hughes *et al.* (1994a) :

Les études épidémiologiques disponibles ont toutes établi un rapport entre l'arsenic inhalé et une augmentation de la mortalité due au cancer du système respiratoire. En outre, l'ingestion d'arsenic inorganique dans l'eau potable est toujours associée à une augmentation de la prévalence du cancer de la peau chez les populations humaines exposées, avec des indications de mortalité plus forte due aux cancers des organes internes. Par conséquent, selon le poids de la preuve de la cancérogénicité chez les humains par plus d'une voie d'exposition, l'ensemble des composés organiques et inorganiques de l'arsenic est considéré comme cancérigène pour les humains.

Dans le cas de l'arsenic, les estimations du potentiel cancérigène ont été faites, pour l'exposition tant par inhalation que par ingestion à partir des données épidémiologiques. La CT_{05} pour l'arsenic inhalé a été calculée à partir des données présentées dans de grandes études sur les travailleurs de la fonderie de Tacoma (Enterline *et al.*, 1987), de la fonderie de Anaconda (Higgins *et al.*, 1986) et de la fonderie de Ronnskar (Jarup *et al.*, 1989), qui offraient une grande quantité de renseignements pouvant servir de fondement aux estimations de l'exposition. Une courbe de croissance exponentielle négative a servi à décrire la relation concave à la baisse entre les concentrations d'arsenic dans l'air et la mortalité due au cancer du système respiratoire (des cancers du poumon pour la plupart) chez les cohortes de travailleurs de la Tacoma et de la Anaconda. Cette courbe offre un modèle de la différence entre l'effet linéaire de l'exposition et son exponentielle négative. Un modèle linéaire a servi à décrire la relation entre l'exposition à l'arsenic et la mortalité due au cancer du poumon chez la cohorte des travailleurs de

---

[14] Bien qu'aucune stratégie de recherche formelle n'ait été adoptée en vue d'identifier des données récentes qui auraient pu avoir des incidences sur les résultats de ces évaluations, les auteurs ne connaissent aucune donnée nouvelle pouvant modifier sensiblement les conclusions tirées en vertu de l'alinéa 64(*c*).

Ronnskar. On a obtenu le risque excédentaire de cancer du système respiratoire au moyen des courbes de prédiction et du taux de mortalité, rectifié selon l'âge, due au cancer du poumon pour la population canadienne. Selon ces données, les CT_{05} pour l'arsenic inhalé étaient de 7,8, 10 et 51 µg/m^3 pour les travailleurs des fonderies de Anaconda, Tacoma et Ronnskar, respectivement.

3.3.2.1.2 Cadmium

Le texte qui suit, résumé du rapport d'évaluation de la LSIP sur « Le cadmium et ses composés » (EC/SC, 1994a), est tiré de Newhook *et al.* (1994) :

Bien que certaines études épidémiologiques aient établi un lien entre le cadmium inhalé et une augmentation de la mortalité due au cancer du poumon, il est impossible de dégager de ces résultats l'influence possible de l'exposition à d'autres métaux lourds. Toutefois, plusieurs études sur des rongeurs ont rapporté que l'inhalation de chlorure, d'oxyde, de sulfate ou de sulfure de cadmium a provoqué le cancer du poumon. Des études sur des voies moins pertinentes à l'exposition environnementale, comme les injections sous-cutanées ou intramusculaires, ont révélé que chacun de ces composés était cancérigène, et le chlorure de cadmium s'est révélé cancérigène dans une des deux études bien menées pour lesquelles ce composé était administré dans la diète de rats. L'exposition concomitante aux composés du zinc a réduit la cancérogénicité de l'oxyde de cadmium inhalé par des rats (Glaser *et al.*, 1990) et du chlorure de cadmium injecté par voie sous-cutanée à des rats et des souris (IARC, 1976; Waalkes *et al.*, 1989), ce qui indique qu'il est plus que probable que c'est l'ion de cadmium même qui est cancérigène.

Selon les résultats surtout des études sur l'inhalation par des animaux et des données complémentaires sur la génotoxicité, les composés inorganiques du cadmium sont considérés comme probablement cancérigènes pour les humains.

Dans le cas du cadmium, la CT_{05} a été calculée à partir des données sur le cancer du poumon provoqué chez des rats par inhalation à long terme d'aérosols de chlorure de cadmium (Takenaka *et al.*, 1983). Ces données sont jugées les estimations les plus fiable de la CT_{05} à cause de la relation claire dose-réponse observée dans cette expérience pour l'incidence totale des carcinomes du poumon (0 µg Cd/m^3, 0,38; 13,4 µg Cd/m^3, 6/39; 25,7 µg Cd/m^3, 20/38; 50,8 µg Cd/m^3, 25/35). La CT_{05}, estimée, d'abord en rectifiant le modèle à plusieurs stages pour ces données et en amortissant ensuite l'exposition sur la durée de vie du rat, rectifiée pour rendre compte de la durée de l'expérience, du volume respiratoire et du poids des rats et des humains, est de 5,1 µg Cd/m^3. Les valeurs de la CT_{05} calculée à partir des incidences de tumeurs pulmonaires totales observées par Glaser *et al.* (1990) chez des rats respirant du chlorure de cadmium, de la poussière d'oxyde de cadmium, du sulfate de cadmium et du sulfure de cadmium sont semblables, et s'étendent de 2,7 à 12,7 µg Cd/m^3.

3.3.2.1.3 Chrome

Le texte qui suit, résumé du rapport d'évaluation de la LSIP sur « Le chrome et ses composés » (EC/SC, 1994c), est tiré de Hughes *et al.* (1994b) :

En raison de la cancérogénicité documentée pour les populations humaines qui y sont exposées par inhalation dans le milieu professionnel, l'ensemble du groupe des composés de chrome hexavalents est considéré comme cancérigène pour les humains. Les données disponibles sont insuffisantes pour établir un seuil hypothétique de cancérogénicité du chrome hexavalent, associée au dépassement de la

capacité extracellulaire de réduire le chrome hexavalent à son espèce trivalente. La fixation cellulaire du chrome trivalent a été démontrée (Alcedo and Wetterhahn, 1990), la pénétration du chrome trivalent dans les cellules est rapide et la réduction extracellulaire dans la tunique muqueuse est incomplète (Witmer, 1991).

Une étude de Mancuso (1975) offrant le plus d'information sur l'exposition (inhalation) a servi aux estimation de la CT_{05}. Bien que la cohorte de cette étude ait été petite, les travailleurs ont été classés en diverses catégories d'exposition cumulative au chrome total et au chrome soluble (surtout hexavalent) et insoluble (surtout trivalent). En outre, la période de suivi a été assez longue pour tenir compte de la période de latence du développement du cancer du poumon. Toutefois, la mortalité par groupe d'âge nécessaire à la comparaison avec la population générale n'était rapportée que pour le chrome total. Par conséquent, on a calculé une estimation du potentiel cancérigène à partir du chrome total.

On a supposé que le taux de mortalité selon l'âge pour le cancer du poumon était une fonction quadratique pondérée pour le temps d'exposition au chrome. L'augmentation des probabilités de décès dû à l'exposition constante au chrome pendant la durée de la vie a été établie selon l'hypothèse qu'il n'y avait aucune autre cause de décès et que l'exposition était constante pendant une période égale à la moyenne de vie de 75 ans. La CT_{05} pour le chrome (total) inhalé a été estimée à 4,6 $\mu g/m^3$.

On peut calculer une estimation indirecte du potentiel cancérigène du chrome hexavalent à partir de l'étude de Mancuso (1975). Dans une étude antérieure à la même usine de production de chromate, on avait rapporté que la proportion de chrome trivalent par rapport au chrome hexavalent présent dans la plupart des aires de l'usine était de 6:1 ou moins (Bourne et Yee, 1950), mais sans préciser le nombre de travailleurs dans chaque aire. Ainsi, on peut estimer les concentrations de chrome hexavalent à un septième (1/7) des concentrations totales de chrome rapportées. Selon cette hypothèse, la CT_{05} pour le chrome hexavalent a été estimée à 0,66 $\mu g/m^3$.

3.3.2.1.4 Nickel

Le texte qui suit, résumé du rapport d'évaluation de la LSIP sur « Le nickel et ses composés » (EC/SC, 1994b), est tiré de Hughes *et al.* (1994c) :

Des preuves suffisantes et constantes de la cancérogénicité du l'oxyde de nickel, du sulfate de nickel et du nickel soluble ont été apportées par des études épidémiologiques bien menées sur les divers types de travailleurs exposés, et des preuves, plus faibles, de leur génotoxicité, par quelques études épidémiologiques. Bien qu'il ait pu y avoir exposition concomitante à d'autres composés, le facteur de prédisposition commun au sein des divers groupes de travailleurs examinés semblent bien être ce groupe de composés de nickel. En outre, des preuves complémentaires de la cancérogénicité et de la génotoxicité de ces formes de nickel sont fournies par des études limitées sur des espèces animales. Par conséquent, l'oxyde de nickel, le sulfate de nickel et le nickel soluble sont considérés comme cancérigènes pour les humains.

Les études épidémiologiques qui offrent une information suffisante pour servir à l'estimation quantitative du potentiel cancérigène du nickel inorganique inhalé sont celles qui traitent de fortes cohortes (n = 3 250 à 54 509) de travailleurs exposés à deux affineries de cuivre et qui fournissent les données les plus complètes sur l'exposition : les opérations d'extraction, de fonte et d'affinage de l'Inco en Ontario et les affineries de la Falconbridge à Kristiansand, Norvège (Doll *et al.*, 1990). Les estimations du potentiel cancérigène de l'oxyde de nickel, du sulfate de nickel et du nickel soluble (combinés), selon les résultats de l'étude des opérations d'extraction, de fonte et d'affinage de l'Inco en Ontario semblaient

les plus petinentes et les plus fiables pour plusieurs raisons : les cohortes étaient assez fortes (par exemple, le nombre total attendu de décès parmi les travailleurs de l'usine de frittage comptant 15 années ou plus depuis la première exposition due au cancer du poumon était de 20); les preuves d'une augmentation de la mortalité due au cancer du poumon ou du nez avec la durée de l'exposition des travailleurs de l'usine de frittage étaient claires et il n'y avait aucune exposition au nickel métallique (c.-à-d. les estimations des concentrations de nickel total n'ont été calculées que pour les formes de nickel dont on a des preuves convaincantes de la cancérogénicité). Bien que le potentiel des ces espèces différentes puisse varier considérablement, les CT_{05} estimées d'après la cohorte de l'Inco sont établies sur l'oxyde de nickel, le sulfate de nickel et le nickel soluble (combinés) puisque les données disponibles ne permettent pas une estimation distincte pour chacun des groupes de composés.

La cohorte de Kristiansand était composée de deux groupes clairement définis (c.-à-d. les travailleurs à l'électrolyse n'ayant aucune tâche dans d'autres secteurs à exposition élevée et ceux employés au grillage, à la fonte et à la calcination). L'exposition au nickel métallique était faible pour les deux groupes. Selon les données présentées pour ces travailleurs, les CT_{05} ont été calculées pour l'oxyde de nickel, le sulfate de nickel et le nickel soluble (combinés) et pour le nickel soluble (distinct).

On avait supposé que le taux de mortalité selon l'âge dû au cancer du poumon observé dans les cohortes des usines de frittage de Copper Cliff et de Coniston était une fonction linéaire de l'exposition cumulative au nickel total, alors que celui observé dans les cohortes de l'affinerie de nickel de Port Colborne et celle de Kristiansand était une fonction exponentielle de l'exposition cumulative au nickel total. On avait aussi supposé que le taux de mortalité selon l'âge avait un effet multiplicatif sur le taux de mortalité de la population générale. L'augmentation des probabilités de décès dû à une exposition constante au nickel la vie durant a été calculée selon l'hypothèse qu'il n'y a aucune cause concomitante au décès et que l'exposition est constante pendant une période égale à la moyenne de vie de 75 ans. L'estimation de la CT_{05} pour l'oxyde de nickel, le sulfate de nickel et le nickel soluble (combinés) inhalés pour la mortalité due au cancer du poumon s'étendait de 0,04 à 1,0 mg/m^3. Il est à noter que la CT_{05} établie à partir des travailleurs de l'affinerie de Clydach (bien que le groupe de travailleurs dans chaque groupe professionnel ait été faible) ne serait pas très différente. La CT_{05} pour la mortalité due au cancer du poumon pour le nickel soluble se situait dans cette plage de concentrations (c.-à-d. 0,07 mg/m^3).

3.3.2.1.5 Plomb

Le texte qui suit est fondé sur une synthèse récente sur le plomb produite pour les « Recommandations pour la qualité de l'air pour l'Europe » de l'OMS (OMS, 2000).

Plusieurs effets de l'exposition professionnelle et environnementale des humains au plomb ont été documentés. Dans des conditions d'exposition à de faibles concentrations à long terme, comme pour la population générale, les effets les plus critiques sont ceux causés à la biosynthèse de l'hème, à l'érythropoïèse et aux systèmes nerveux central et périphérique. Les résultats des études sur les animaux sont venus confirmer que le plomb est la cause de ces effets.

On considère que les enfants de six ans et moins sont plus susceptibles à l'exposition au plomb et à ses effets que les adultes et ce, pour plusieurs raisons : leur moins grande préoccupation pour l'hygiène personnelle et leur plus grande activité de la main à la bouche, un pouvoir d'absorption du tract gastro-intestinal beaucoup plus grand, une barrière hémato-encéphalique moins développée et des seuils d'effets hématologiques et neurologiques au plomb inférieurs. Chez les enfants, le niveau minimal avec effet observé (NMEO) pour les variables d'effets hématologiques et pour les comportements neurologiques a été résumé comme suit. À des concentrations de plomb dans le sang d'environ 40 µg/dL, on observe une

réduction des niveaux d'hémoglobine. Des valeurs de l'hématocrite inférieures à 35 % n'ont jamais été rapportées à un niveau inférieur à 20 µg/dL, ce qui est également vrai de plusieurs systèmes d'enzymes qui ont une importance clinique. Par contre, on a rapporté des effets sur le système nerveux central à des niveaux inférieurs à 20 µg/dL, des effets constants sur les mesures du fonctionnement cognitif, comme le QI, entre 10 et 15 µg/dL et, dans certaines études, à moins de 10 µg/dL.

Selon l'information qui précède, l'OMS (2000) a établi un niveau critique de plomb dans le sang de 10 µg/dL. Cette valeur a ensuite été utilisée pour calculer une recommandation pour la qualité de l'air ambiant comme suit. Il est recommandé que des efforts soient faits pour s'assurer qu'au moins 98 % de la population générale, y compris les enfants d'âge pré-scolaire, ait un niveau de plomb dans le sang ne dépassant pas 10 µg/dL. La médiane correspondante du niveau de plomb dans le sang a été estimée à 5,4 µg/dL, par rapport aux 3,0 µg/dL de plomb d'origine anthropique minimale dans le sang mesuré actuellement. La recommandation pour la qualité de l'air a été calculée de façon à obtenir la concentration de plomb dans l'air qui viendrait combler l'écart entre les deux (2,4 µg/dL). La régression entre les niveaux de plomb dans l'air ambiant et dans le sang révèle que 1 µg Pb/m^3 crée directement environ 1,9 µg Pb/dL dans le sang; si on y ajoute la contribution indirecte du plomb dans le sol et la poussière, on estime que 1 µg Pb/m3 créera 5 µg Pb/dL dans le sang. (résumé dans OMS, 1995). C'est ainsi qu'on a calculé une recommandation pour l'air ambiant de 0,5 µg Pb/m^3 (moyenne annuelle).

3.3.2.1.6 Anhydride sulfureux

Le texte qui suit est fondé sur une synthèse récente sur le SO_2 produite pour les « Recommandations pour la qualité de l'air pour l'Europe » de l'OMS (OMS, 1987, 2000).

L'information sur les effets de l'exposition au SO_2 pendant une période de 24 heures est surtout tirée d'études épidémiologiques dans lesquelles on examine les effets de mélanges de SO_2, de MP et d'autres polluants atmosphériques qui leur sont associés. On constate toujours une plus grande mortalité due aux maladies respiratoires des patients déjà susceptibles (asthmatiques, bronchitiques) lorsque la concentration de SO_2 dépasse 250 µg/m^3. Cela se produit dans les cas où l'augmentation de la pollution de l'air est causée d'abord par la combustion inefficace du charbon dans des appareils ménagers. Dans plusieurs autres études récentes considérant les sources combinées de l'industrie et des automobiles, qui dominent maintenant, on a observé une augmentation du taux de mortalité (totale, cardio-vasculaire et respiratoire) et des admissions dans les salles d'urgence des hôpitaux pour des problèmes respiratoires totaux et pour bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO) à un niveau d'exposition plus faible (niveau moyen annuel inférieur à 50 µg/m^3 et niveau quotidien habituellement inférieur à 125 µg/m^3). Dans certains cas, l'association aux niveaux de SO_2 était maintenue même après avoir tenu compte de la fumée noire et des PST. Certaines études ont également rapporté des effets légers sur les fonctions pulmonaires à un niveau de SO_2 inférieur à 300 µg/m^3, bien qu'il ait été difficile de les distinguer des effets des autres polluants.

Quant aux effets de l'exposition à plus long terme, dans des études antérieures faites pendant la période de la combustion du charbon, la fréquence des symptômes et des maladies respiratoires, ou les effets sur les fonctions pulmonaires, augmentaient à une concentration annuelle de SO_2 de 100 µg/m^3 ou plus, combinée à d'autres polluants. Les résultats d'études plus récentes révèlent des effets nocifs à une concentration inférieure, bien que dans quelle mesure ces résultats ont pu être influencés par les conditions de pollution des années passées ne soit pas clair. Les études de cohortes sur la différence du taux de mortalité entre des régions dont le niveau de pollution est très différent révèlent que ce phénomène est peut-être associé plus étroitement aux matières particulaires qu'au SO_2.

Il convient d'appliquer un facteur d'incertitude double au niveau le plus faible produisant un effet nocif rapporté au-dessus des valeurs de 125 $\mu g/m^3$ et des 50 $\mu g/m^3$, pour des périodes de 24 heures et d'une année, respectivement, calculées par les Recommandations pour la qualité de l'air pour l'Europe (OMS, 1987). Dans des études plus récentes, on a observé des effets nocifs à l'exposition à des concentrations plus faibles. Toutefois, ces valeurs ont été maintenues dans la dernière révision des recommandations (OMS, 2000) à cause des incertitudes quant à savoir si le SO_2 est bien le polluant responsable ou plutôt un substitut d'autres substances connexes.

3.3.2.1.7 Matières particulaires inhalables (MP_{10})

Le texte qui suit, résumé du rapport d'évaluation de la LSIP sur « Les particules inhalables de 10 microns ou moins » est tiré de EC/SC (2000):

Dans plusieurs études épidémiologiques provenant du monde entier, y compris du Canada, on a observé des associations positives entre le niveau ambiant de matières particulaires (MP_{10}, $MP_{2,5}$ ou d'autres formats de particules) et une gamme d'effets sur la santé, notamment la mortalité quotidienne, les hospitalisations dues aux maladies respiratoires et cardio-vasculaires, les troubles des fonctions pulmonaires, les symptômes de troubles respiratoires et la médication, les journées d'activité restreinte et la fréquence de maladies respiratoires chroniques rapportées (Tableau 42). Ces effets n'ont pu être expliqués par l'influence de la température, de la saison, des tendances annuelles, des variations quotidiennes ou celles dues aux vacances et aux épidémies, ou de tout autre facteur non polluant. Bien que les populations étudiées aient toujours été exposées à d'autres polluants atmosphériques en plus des matières particulaires, les associations d'une telle importance ont été observées à plusieurs endroits ayant des mélanges de polluants atmosphériques différents. Pourtant, l'association aux matières particulaires a été maintenue dans les analyses qui ont tenu compte des effets des autres polluants. On a observé les effets sur la santé des matières particulaires à des concentrations dans l'atmosphère qui se produisent actuellement au Canada.

Les preuves épidémiologiques de la mortalité et de la morbidité dues aux niveaux actuels de la pollution par les matières particulaires répondent à plusieurs critères de causalité, notamment la régularité, la relation dose-réponse, la cohérence, la relation temporelle et la spécificité, tant pour les résultats que pour l'agent. Quant à la plausibilité biologique de l'association, les résultats d'études épidémiologiques sur des animaux et sur des humains apportent un appui limité aux résultats épidémiologiques. Toutefois, le travail expérimental sur les animaux et les humains est limité par les difficultés technologiques liées à la reproduction de matières particulaires pertinentes et ce travail est généralement fait à des concentrations élevées de particules artificielles. La partie la plus récente de ce travail sur des particules ambiantes concentrées apporte les premières preuves des effets des matières particulaires sur le système cardio-respiratoire, en particulier chez les personnes souffrant déjà de maladies respiratoires et cardio-vasculaires, et fournissent des indications préliminaires des mécanismes qui peuvent être en jeu. La banque de données appuie donc une relation de cause à effet entre l'exposition aux MP_{10} et aux $MP_{2,5}$ et les effets nocifs sur la santé.

Le Tableau 42 résume l'importance des effets sur la santé associés aux matières particulaires ambiantes dans les études épidémiologiques, en pourcentage d'augmentation du risque par 10 $\mu g/m^3$ de MP_{10} pour chacune des variables d'effet. On y trouve également la concentration moyenne de MP_{10} pour chacune des associations matières particulaires-effet sur la santé qui a été observée dans les études recensées dans WGAQOG (1999) et dans EC/SC (2000).

3.3.3 Caractérisation du danger

Dans la présente section, le risque que constitue l'exposition aux diverses substances rejetées par les fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc du Canada pour les populations qui vivent dans leur voisinage est caractérisé par la comparaison des concentrations de l'air ambiant près de ces installations aux recommandations pour la santé ou aux mesures exposition-réponse pour chaque substance. À partir des effets critiques de chacune des substances dont la section précédente donne le résumé, on présente le potentiel de risque de l'As, du Cd, du Cr et du Ni combinés, suivi par ceux, individuels, du Pb, du SO_2 et des MP.

Les rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc sont des mélanges complexes de substances qui contiennent du SO_2 et de nombreux métaux lourds. On sait que certains constituants des ces rejets peuvent interagir pour provoquer des effets toxiques. On sait par exemple, que l'exposition concomitante au Zn et à plusieurs autres éléments protège des effets toxiques du Cd, et que le SO_2 peut augmenter l'incidence du cancer du système respiratoire observée chez les travailleurs des fonderies de métaux non ferreux (Krishnan et Brodeur, 1991). Les données disponibles sont cependant insuffisantes pour caractériser les interactions possibles entre les nombreuses substances contenues dans les rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc, et dans la caractérisation du danger qui suit, on suppose qu'il n'existe aucune interaction. Dans le cas des substances cancérigènes pour les poumons, cela revient à supposer l'additivité.

Arsenic, cadmium, chrome et nickel

Comme le résume la section 3.3.2, la cancérogénicité est l'effet critique de l'As, du Cd, du Cr et du Ni, selon le poids de la preuve suffisant de la cancérogénicité pulmonaire chez les populations professionnelles ou les animaux expérimentaux à la suite de l'inhalation de composés organiques de chacun de ces métaux. Dans le cas de ces substances, on a comparé l'estimation de l'exposition aux estimations quantitatives du potentiel cancérigène pour calculer l'indice d'exposition potentiel (IEP), afin de définir le risque et de fournir une orientation permettant d'établir la priorité de mesures ultérieures (par exemple, une analyse des options visant à diminuer l'exposition) aux termes de la LCPE (Santé Canada, 1994). Le calcul des potentiels pertinents (c.-à-d. les CT05) pour chacun de ces métaux est expliqué dans la section 3.3.2.

Pour chacun des poste de surveillance de chacune des fonderies et affineries de cuire et des usines d'élaboration du zinc, on a calculé comme suit un IEP total comme mesure du risque de cancer du poumon (Tableau 43). On a d'abord calculé un IEP distinct pour chaque métal comme rapport de la concentration annuelle moyenne à la CT_{05} pour la mortalité due au cancer du poumon/incidence du cancer du poumon. On a ensuite fait la somme de ces valeurs pour chaque poste. Dans le cas des métaux pour lesquels on disposait de plusieurs CT_{05}, (toutes sauf le Cd) le tableau présente la valeur la plus faible : les incidences de l'utilisation de ces valeurs sur l'IEP total étaient modestes (c.-à-d. de quatre à cinq fois le plus souvent). L'IEP total de chaque poste n'était calculé que pour les métaux pour lesquels on disposait de données; selon les données des postes où les quatre métaux faisaient l'objet d'une surveillance, les incidences des données sur les métaux particuliers qui manquaient le plus souvent à d'autres postes (c.-à-d. Cr et Ni) étaient de cinq fois ou moins pour la plupart des postes. Dans le cas des installations comportant des sources combinées (c.-à-d. la fonderie de cuivre de l'Inco, l'affinerie de cuivre et l'affinerie de nickel de Sudbury, la fonderie et l'affinerie de cuivre de Kidd Creek de la Falconbridge et l'usine d'élaboration du zinc de Timmins, ainsi que la fonderie de plomb et l'usine d'élaboration du zinc à

Trail de la Cominco), la portion de l'IEP attribuable à l'opération ou aux opérations qui est ou sont l'objet de la présente étude a été estimée à partir des attributions à la source du Tableau 17.

Le Tableau 43 présente les valeurs de l'IEP total et les écarts correspondants entre le potentiel cancérigène et l'exposition estimée pour chaque poste à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada. Selon ces écarts, on considère que l'urgence d'analyser des options en vue de réduire l'exposition est élevée pour les fonderies de cuivre, de faible à élevée pour les affineries de cuivre et de faible à élevée pour les usines d'élaboration du zinc. En général, les écarts sont plus faibles près des fonderies de cuivre, plus grands près des affineries de cuivre et modérés près des usines d'élaboration du zinc, bien qu'ils varient considérablement d'une installation du même type à l'autre (c.-à-d. deux ordres de grandeur ou plus).

Plomb

On a observé que l'exposition des enfants au plomb est plus forte à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc à travers le monde, tout comme à proximité de certaines installations canadiennes (section 2.4.3.2). La concentration de plomb dans le sang constitue la mesure de la dose la plus utilisée et la plus généralement acceptée, et les preuves que le niveau de plomb dans le sang est associé à une gamme d'effets sur la santé sont très nombreuses. Toutefois, bien qu'il existe des données sur le niveau de plomb dans le sang de la population, surtout des enfants, à proximité de certaines installations canadiennes (et une indication que la prévalence des expositions excessives des populations étudiées a diminuée), elles ne conviennent pas à l'évaluation des risques à la santé dus aux rejets actuels de Pb. Cela s'explique surtout par le fait que les données disponibles ne permettent pas de distinguer la contribution des rejets actuels de celle des rejets historiques de Pb au niveau de plomb actuel dans le sang des enfants.

À la place, on a évalué le potentiel d'effets sur la santé dus à l'exposition aux rejet actuels de Pb provenant des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc en comparant les données récentes sur les niveaux de Pb dans l'air ambiant près de ces installations avec la moyenne annuelle de 0,5 $\mu g/m^3$ recommandée pour la qualité de l'air par l'OMS. La concentration moyenne annuelle de Pb dans l'air ambiant est supérieure à la concentration de fond près de toutes les installations canadiennes (Tableau 24), mais les niveaux dépassant la recommandation de l'OMS ne se produisent que près de quelques installations, soit les deux fonderies de cuivre (Noranda Horne et HBM&S) où les concentrations moyennes de Pb de certains postes sont supérieures à la recommandation, et parfois de beaucoup. Cela s'explique par la proximité des postes de surveillance à la fonderie et par les quantités importantes de Pb rejeté (Tableau 4). La recommandation est dépassée aussi à un poste près du complexe de fonderie et d'affinerie de la Falconbridge à Kidd Creek. Bien que cette installation comporte aussi une affinerie de cuivre, une affinerie de zinc et un concentrateur, presque tout le Pb rejeté provient de la fonderie de cuivre (Tableau 4). Ces résultats révèlent le potentiel d'effets sur la santé dus au plomb, les effets sur les systèmes nerveux et hématologique en particulier, chez les populations vivant à proximité de certaines installations canadiennes engagées dans la fonte du cuivre.

Anhydride sulfureux

Les concentrations ambiantes de SO_2 sur 24 heures à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada sont élevées. Elles dépassent la recommandation pour la qualité de l'air pour l'Europe pour le SO_2 de l'OMS, sur 24 heures, de 125 $\mu g/m^3$ (OMS, 2000), qui a pour but de protéger les personnes sensibles des effets sur leur santé. Bien que la recommandation soir dépassée à l'occasion près de toutes les installations, cela se produit le plus souvent près de celles qui sont engagées

dans la fonte du cuivre. (La recommandation à long terme de l'OMS de 50 $\mu g/m^3$ n'a été dépassée près d'aucune fonderie et affinerie de cuivre ni d'aucune usine d'élaboration du zinc au Canada.) Le SO_2 peut aussi s'oxyder en particules de sulfate dans l'environnement et, comme l'explique la section qui suit, plusieurs études épidémiologiques ont observé une association entre les effets nocifs sur la santé et les concentrations atmosphériques de MP qui se rapprochent de celles que l'on retrouve près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc. Ainsi, il existe un potentiel d'effets cardio-respiratoires dus au SO_2 près de ces installations. Bien que certaines installations comportent des cycles de fabrication qui ne font pas l'objet de la présente évaluation (par exemple, la fonderie de plomb de la Cominco à Trail), on estime que les rejets de SO_2 des sources combinées sont surtout ou complètement dues aux fonderies de cuivre et aux usines d'élaboration du zinc (c.-à-d. entre 80 % et 100 %, Tableau 10).

Matières particulaires

Compte tenu des incertitudes considérables liées à des facteurs tels l'estimation de la dose-réponse pour les divers effets sur la santé associés à l'exposition aux MP et aux concentrations de fond de MP dans les régions canadiennes où sont situées les fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc, aucune tentative n'a été faite pour estimer l'importance potentielle des effets sur la santé des matières particulaires dans la région près de ces installations. Toutefois, il est à noter que la plage de concentrations moyennes annuelles de MP_{10} près des installations canadiennes recoupe les concentrations moyennes (moyenne faite le plus souvent sur un an ou plus) des études épidémiologiques qui révèlent une association entre l'exposition aux MP_{10} et une gamme d'effets nocifs sur la santé (Tableau 25, Tableau 42). Dans le cas des installations qui comportent des sources combinées, on s'attend à ce que la plus grande partie des rejets de matières particulaires proviennent des fonderies de cuivre et des usines d'élaboration du zinc, sauf pour l'installation de la Cominco à Trail dont les données de 1995 révèlent qu'environ 90 % des rejets proviennent de l'usine de plomb (SIDR, 1995).

3.3.4 Incertitudes et confiance à accorder à la caractérisation des risques à la santé humaine

L'évaluation de l'exposition a été faite d'après les données de surveillance récentes pour les substances qui composent la grande majorité des rejets actuels et mettait l'accent sur le milieu environnemental le plus pertinent quant aux effets critiques dus à l'exposition à ces substances.

Néanmoins, il demeure un degré d'incertitude assez grand pour l'évaluation de l'exposition de l'évaluation sur la santé des rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc. Le réseau de postes de surveillance est très limité près des installations canadiennes : peu nombreux, les postes sont apparemment situés près des populations locales plutôt qu'aux points de captage par impact ou de façon à suivre la dispersion des rejets.

De plus, on a étudié seulement un petit nombre de substances, c'est-à-dire celles que le jugement professionnel jugeait les plus susceptibles de causer des préoccupations et pour lesquelles des évaluations pertinentes récentes étaient disponibles. Un grand nombre d'autres substances qui n'ont pas été considérées dans la présente évaluation sont rejetées par ces installations, ce qui peut avoir amené une sous-estimation des risques à la santé.

Par ailleurs, certaines substances, les MP_{10} notamment, ne proviennent pas exclusivement des installations qui font l'objet de la présente évaluation et certaines d'entre elles, comme la fonderie de

cuivre CCR de la Noranda, sont situées près d'opérations industrielles majeures : d'autres sources peuvent donc avoir contribué de façon significative aux concentrations mesurées près de certaines fonderies et affineries de cuivre et usines d'élaboration du zinc.

Toujours sur le sujet des MP_{10}, il est à remarquer que la plupart des valeurs utilisées pour cette variable ont été estimées à partir des données sur les PST plutôt que des mesures directes. Il est probable que la répartition des dimensions relatives des particules en suspension dans l'air à un endroit donné varieront selon l'origine, la composition et d'autres facteurs qui affectent le niveau des retombées, bien que le peu de données disponibles révèle que la concentration moyenne à long terme de MP_{10} estimée de cette façon se rapprochait des mesures concomitantes de MP_{10}. En outre, cela n'affecterait pas beaucoup l'estimation de cette variable qui est assez qualitative de toute façon.

Il n'existe aucune donnée quantitative sur les espèces de métal présentes dans l'air ambiant des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada. On sait que la biodisponiblité et la toxicité des diverses espèces chimiques d'un métal peuvent différer considérablement. Dans les évaluations de la LSIP pour l'As, le Cd, le Cr et le Ni, on s'est penché dans la mesure du possible sur la spéciation et on l'a clairement définie comme faille majeure de l'information. Il semble bien que cette information n'ait pas été trouvée depuis.

La confiance à accorder aux évaluations de l'exposition est donc modérée surtout à cause des limites du réseau de surveillance actuel près des fonderies et affineries de cuivre et des usines de zinc du Canada.

Une assez grande incertitude est liée à la caractérisation des effets pour l'évaluation sur la santé des rejets de ces installations. La principale incertitude gît dans l'absence de données directes significatives sur les effets sur la population locale du mélange de substances rejetées par les fonderies et affineries de cuivre et les usines de zinc du Canada, ce qui explique la faible portée de l'évaluation sur la santé. Cette faible portée a entraîné le recours à d'autres évaluations pour obtenir des données sur les effets de l'exposition au plus grand nombre de constituants des rejets qui étaient à l'étude; bien qu'aucune mise à jour n'ait été faite, les auteurs de la présente évaluation ne connaissent aucune donnée sur ces substances qui changerait ses conclusions de manière significative.

Dans le cas des constituants de rejets qui affectent la même variable d'effet (c.-à-d. cancer du poumon), on suppose qu'il n'y a aucune interaction entre eux même si, par exemple, il existe des preuves que le SO_2 augmente la cancérogénicité de l'As. En outre, on manque de données de surveillance sur certains métaux cancérigènes (c.-à-d. Cr et Ni) près de certaines fonderies et affineries de cuivre et usines d'élaboration du zinc du Canada. Ces facteurs peuvent donc porter à sous-estimer les risques. On a compensé un peu par le recours aux valeurs les plus modérées de la CT_{05}, bien qu'elles n'aient qu'une incidence modeste sur l'écart entre le potentiel et l'exposition.

La confiance à accorder à l'évaluation des effets est améliorée de ce que les effets de certaines substances (c.-à-d. Pb, SO_2 et MP_{10}) ont été établis selon des études épidémiologiques menées à des niveaux de polluants ambiants dans la même plage que ceux observés près des installations canadiennes considérées dans la présente évaluation (bien que pas nécessairement le même mélange de polluants que pour les fonderies et affineries de cuivre et usines d'élaboration du zinc), et sur des populations qui comportaient des sous-populations critiques pour l'exposition et la sensibilité.

Bien que les rejets des fonderies et affineries de cuivre et usines d'élaboration du zinc peuvent causer un niveau élevé de plomb dans le sang, on manque de données récentes sur le niveau de plomb

dans le sang près de toutes les installations canadiennes, sauf une, et d'information pertinente sur la contribution à ce niveau des rejets actuels par rapport au ré-entraînement des dépôts historiques.

Dans l'ensemble, le degré de confiance à accorder à l'évaluation des effets est de faible à modéré, surtout à cause du manque de données sur les effets sur les populations humaines de l'exposition environnementale aux mélanges de substances rejetées par les fonderies et affineries de cuivre et par les usines d'élaboration du zinc

3.4 Conclusions proposées

3.4.1 Rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire

LCPE 1999, 64(*a*) : Selon les données disponibles sur les effets des rejets de métaux (surtout sous forme de particules) et d'anhydride sulfureux gazeux, on a conclu que les rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire pénètrent dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique.

LCPE 1999, 64(*b*) : Selon les données disponibles, on a conclu que les rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel à la vie.

LCPE 1999. 64(*c*) : Selon les données disponibles, on a conclu que les rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire pénètrent dans l'environnement en une quantité ou à une concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger pour la vie ou la santé humaines.

Conclusion d'ensemble proposée : Selon l'évaluation critique de l'information pertinente, on propose que les rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire soient considérés comme « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE 1999.

3.4.2 Rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire

LCPE 1999, 64(*a*) : Selon les données disponibles sur les effets des rejets dans l'atmosphère de métaux (surtout sous forme de particules) et d'anhydride sulfureux gazeux, les rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire pénètrent dans l'environnement en une quantité ou en une concentrations ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique.

LCPE 1999, 64(*b*) : Selon les données disponibles, on a conclu que les rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

LCPE 1999, 64(*c*) : Selon les données disponibles, on a conclu que les rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire pénètrent dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger pour la vie ou la santé humaines.

Conclusion d'ensemble proposée : Selon l'évaluation critique de l'information pertinente, on propose que les rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire soient considérés comme « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE 1999.

3.5 Considérations sur le suivi (mesures ultérieures)

L'évaluation des risques pour l'environnement a été faite à partir des rejets atmosphériques de Cu, de Zn, de Ni, de Pb, de Cd et d'As (surtout sous forme de particules), de même que du SO_2 gazeux, alors que l'évaluation sur la santé portait sur les mêmes métaux moins le Cu et le Zn, plus le Cr, le SO_2 et les MP. On a choisi d'évaluer ces constituants du mélange complexe des substances rejetées par les fonderies et affineries parce qu'ils sont rejetés en plus grande quantité. Ce qui ne veut pas dire que d'autres constituants ne posent pas de risques. Ainsi, l'analyse des options pour la gestion des risques devrait aussi considérer d'autres substances potentiellement préoccupantes, notamment le Hg, le Se, les dioxines et les furanes. À remarquer que, comme secteur, les installations étudiées dans la présente évaluation est la principale source de rejets de mercure au Canada. En 1995 (l'année la plus récente pour laquelle des données globales sur les rejets de mercure canadiens étaient disponibles), les fonderies de cuivre et les usines d'élaboration du zinc ont rejeté un total d'environ 3,8 tonnes de mercure. Cela représente à peu près 35 % des 11 tonnes rejetées par toutes les sources anthropiques au Canada en 1995 (données résumées dans CED, 2000).

Les risques pour l'environnement causés par les rejets dans l'eau ont été évalués pour trois installations considérées dans la présente évaluation. Le manque de temps et de ressources a exclu l'évaluation spécifique des rejets aquatiques de chaque installation. En outre, les rejets aquatiques de six des installations qui n'ont pas été évaluées sont mélangés avec les effluents miniers avant d'être rejetés dans les eaux de surface. Par conséquent, leurs effluents relèvent des recommandations et des Règlements sur les effluents liquides des mines de métaux (RELMM) adoptés en 1977 en vertu de la *Loi sur les pêches*. En ce moment, ces installations ne sont assujetties qu'aux recommandations des RELMM, mais les six installations devront se conformer aux Règlements sur les effluents de mines de métaux (REMM) révisés qui doivent entrer en vigueur en 2001. Les REMM comportent une exigence pour la surveillance des incidences environnementales (SIE). On doit affirmer clairement que l'exclusion de ces installations d'une évaluation spécifique des risques posés par leurs rejets aquatiques n'implique pas que leurs rejets ne posent pas de tels risques pour l'environnement. Il est également important de signaler que les rejets aquatiques des fonderies de métaux communs font l'objet de plusieurs d'autres initiatives continues de gestion des risques. Toute analyse des options en vue de réduire l'exposition consécutive à l'évaluation des rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc à titre de substance d'intérêt prioritaire en vertu de la LCPE 1999 doit s'intégrer à ces initiatives.

L'évaluation préalable des risques posés par les rejets aquatiques des trois installations évaluées (CCR et CEZinc, de la Noranda, et Trail de la Cominco) indiquait l'existence d'effets nocifs possibles pour l'environnement. Les indicateurs de risques établis sur le peu de données disponibles étaient assez faibles, compte tenu surtout de la nature assez modérée de l'évaluation préalable. On pense cependant que toute augmentation significative des concentrations ou des charges de contaminants ou que tout changement des conditions qui affecteraient la biodisponibilité (comme le pH), pourraient augmenter

sensiblement les risques pour l'environnement. On recommande donc que les rejets de ces installations soient surveillés, par le biais des mécanismes de rapport existants, afin d'évaluer si des activités de gestion des risques ne seront pas justifiées à l'avenir.

Certaines initiatives continues relatives aux substances toxiques qui relèvent du Processus d'options stratégiques - fusion du métal de base ont été conçues pour traiter des rejets dans l'atmosphère et dans l'eau des composés inorganiques de l'As et du Cd, des dioxines et des furanes, du Pb, du Hg et des composés d'oxyde, de sulfure de Ni inorganiques et du Ni soluble provenant du secteur de la fonte des métaux communs. L'analyse des options en vue de réduire l'exposition consécutive à l'évaluation des rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc à titre de substance d'intérêt prioritaire en vertu de la LCPE 1999 doit s'intégrer à cette initiative continue.

En outre, il existe des initiatives continues de contrôle et de réduction des émissions de SO_2 de sources industrielles majeures au Canada. L'analyse des options en vue de réduire l'exposition consécutive à l'évaluation des rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc à titre de substance d'intérêt prioritaire en vertu de la LCPE 1999 doit s'intégrer à ces initiatives.

Les particules inhalables de 10 micros et moins ont fait l'objet d'une évaluation distincte de la LSIP et ont été trouvées « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE 1999. Comme on l'a vu dans la présente évaluation, le SO_2 est un des précurseurs importants de la formation secondaire de $MP_{2,5}$. L'exposition aux MP inhalables est une des raisons qui ont contribué à ce qu'on propose de considérer comme « toxiques », au sens de la LCPE 1999, les rejets des fonderies et affineries de cuivre. Toute mesure de réduction de l'exposition aux MP inhalables rejetées par ces installations doit poser d'emblée le fait qu'elles sont des sources majeures de SO_2.

Il faut également signaler que puisque l'attribution à la source a été faite à partir d'un inventaire incomplet des sources de rejets qui ne sont pas associées directement aux fonderies et affineries de cuivre ou aux usines d'élaboration du zinc, la proportion estimée des rejets provenant de ces installations peut être surestimée. Les sources mal représentées dans les inventaires actuels incluent par exemple les rejets liés à la production et au transport des concentrés et les poussières chargées de métaux provenant des piles de scories découvertes et qui sont poussées par le vent. Toute analyse des options en vue de réduire l'exposition consécutive à la présente évaluation doit considérer ces sources, et d'autres, moins bien caractérisées. En outre, les incohérences dans les rapports sur les rejets ont été une source d'incertitude dans la présente évaluation. Des normes plus rigoureuses pour les rapports sur les rejets, comme celles suggérées par les Processus d'options stratégiques - fusion du métal de base, et une plus grande responsabilité industrielle pour les rapports sur les rejets futurs seraient peut-être indiquées.

4.0 BIBLIOGRAPHIE

Groupe de travail sur les émissions acidifiantes, 1997. Vers une stratégie nationale sur les pluies acidifiantes. Rapport soumis au Comité de coordination national sur les problèmes atmosphériques.

Agriculture Canada. 1989. *Soil landscapes of Canada — Manitoba*. Publication 5242B.

Alcedo, J.A. et K.E. Wetterhahn. 1990. Chromium toxicity and carcinogenesis. *Int. Rev. Exp. Pathol. 31*: 85–108 [cited in Hughes *et al.*, 1994b].

Anadu, D.I., G.A. Chapman, L.R. Curtis and R.A. Tubb. 1989. Effect of zinc exposure on subsequent acute tolerance to heavy metals in rainbow trout. *Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43*: 329–336.

Anon. May 1987. Morbidity in Flin Flon. *In*: *Flin Flon: a review of environmental and health data. Chap. 5*. Manitoba Environment and Workplace Safety and Health.

Aquametrix (Aquametrix Research Ltd.). 1994. *Columbia River Integrated Environmental Monitoring Program (CRIEMP): 1991–1992 interpretive report*. Préparé pour CRIEMP Coordinating Committee. Prepared by Aquametrix Research Ltd., Sidney, British Columbia.

Baker, E.L., C.G. Hayes, P.J. Landrigan, J.L. Handke, R.T. Leger, W.J. Housworth et J.M. Harrington. 1977. A nationwide survey of heavy metal absorption in children living near primary copper, lead, and zinc smelters. *Am. J. Epidemiol. 106(4)*: 261–273.

Balba, A.M., G. El Shibiny and E.S. El-Khatib. 1991. Effect of lead increments on the yield and lead content of tomato plants. *Water Air Soil Pollut. 57/58*: 93–99.

Bartlett, L., F.W. Rabe and W.H. Funk. 1974. Effects of copper, zinc and cadmium on *Senenastrum capricornutum*. *Water Res. 8*: 179–185.

Beak International. 1999. PSL2 assessment of copper and zinc refinery effluents. Rapport préparé pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques, Environnement Canada, Hull, Québec. 69 pp.

Belanger, S.E et D.S. Cherry. 1990. Interacting effects of pH acclimation, pH, and heavy metals on acute and chronic toxicity to *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera). *J. Crustacean Biol. 10*: 225–235.

Berry, C.R. 1967. An exposure chamber for forestry air pollution studies. *Phytopath. 57*: 804.

Bingham, F.T., A.L. Page, R.J. Mahler and T.J. Ganje. 1975. Growth and cadmium accumulation of plants grown on a soil treated with a cadmium-enriched sewage sludge. J. *Environ. Qual. 4*: 207–211.

Bird, G.A., Sheppard M.I. et Sheppard, S.C. 1999. *Effects characterization: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn and As*. Rapport préparé par ECOMatters Inc. pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques, Environnement Canada, Hull, Québec. 205 pp. plus annexes.

Birge, W.J., J.A. Black, A.G. Westerman and B.A. Ramey. 1983a. Fish and amphibian embryos — a model system for evaluating teratogenicity. *Fundam. Appl. Toxicol. 3*: 237–242.

Birge, W.J., W.H. Benson et J.A. Black. 1983b. *Induction of tolerance to heavy metals in natural and laboratory populations of fish*. National Technical Information Service, Springfield, Virginia. (PB84-111756).

Birge, W.J., J.A. Black, A.G. Westerman et P.C. Francis. 1987. *Toxicity of sediment-associated metals to freshwater organisms: biomonitoring procedures*. Pergamon Press, New York, N.Y. pp. 199–218.

Blot, W.J. et J.F. Fraumeni Jr. 1975. Arsenical air pollution and lung cancer. *Lancet II*: 142–144.

Borgmann, U., T.A. Jackson, T.B. Reynoldson et F. Rosa. 1998. *Interim report on the effects of atmospheric deposition of metals from the Sudbury smelters on aquatic benthic ecosystems*. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada. (INRE - publication n°. 98-230).

Bourne, H.G. et H.T. Yee. 1950. Occupational cancer in a chromate plant – an environmental appraisal. *Ind. Med. Surg. 19*: 563–568 [cited in Hughes *et al.*, 1994b].

Bradley, R.W. et J.B. Sprague. 1985. The influence of pH, water hardness, and alkalinity on the acute lethality of zinc to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42*: 731–736.

British Columbia Cancer Agency. 1992. *Cancer patterns in the Trail area*. A report to the Ministry of Health. Unpublished report from the British Columbia Cancer Agency, Division of Epidemiology, Biometry and Occupational Oncology, Vancouver, British Columbia.

Broderius, S.J., R.A. Drummond, J.T. Fiandt et C.L. Russom. 1985. Toxicity of ammonia to early life stages of the smallmouth bass at four pH values. *Environ. Toxicol. Chem. 4*: 87–96.

Brook, J.R., T.F. Dann et R. Burnett. 1997. The relationship among TSP, PM_{10}, $PM_{2.5}$ and inorganic constituents of atmospheric particulate matter at multiple Canadian locations. *J. Air Waste Manage. Assoc. 47*: 2–19.

Brown, L.M., L.M. Pottern et W.J. Blot. 1984. Lung cancer in relation to environmental pollutants emitted from industrial sources. *Environ. Res. 34*: 250–261.

Buchet, J.P., R. Lauwerys, H. Roels, A. Bernard, P. Bruaux, F. Claeys, G. Ducoffre, P. de Plaen, J. Staessen, A. Amery, P. Lijnen, L. Thijs, D. Rondia, F. Sartor, A. Saint Remy et L. Nick. 1990. Renal effects of cadmium body burden of the general population. *Lancet 336*: 699–702.

Bunce, N. 1996. *Atmospheric properties of substances on the priority substances list #2 (PSL2)*. Report préparé for Environnement Canada.

Burnett, T. 1998. Données fournies à Don Gutzman, Environnement Canada, par Tom Burnett, Inco Ltée., le 4 mai, 1998.

Campbell, P.G.C. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: critique of the free-ion activity model. *In*: A. Tessier et R. Turner (eds.), *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. John Wiley & Sons Inc., New York, N.Y. pp. 45–102.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Interim Canadian environmental quality criteria for contaminated sites. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Winnipeg, Manitoba. (Rapport n°. CCME EPC-CS34).

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le cuivre : Environnement et santé humaine. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Winnipeg, Manitoba. (Rapport no. En 108-4/11-1997E).

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. *In*: Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Chap. 7. CCME, Winnipeg, Manitoba. (Pub. no. 1299).

DEPC (Division de l'évaluation des produits chimiques). 2000. Summary of empirical data and data handling methods used in the PSL assessments of releases from copper smelters and refineries and zinc plants. Rapport préparé par la Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull, Québec.

CHMT (Comité fédéral-provincial-territorial de l'hygiène du milieu et du travail). 1994. Update of evidence for low-level effects of lead and blood lead intervention levels and strategies — Rapport final du Groupe de travail. Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada, Ottawa.

Chagnon, M. et C. Bernier. 1990. Étude sur l'imprégnation au plomb des enfants de Murdochville. Rapport du Département de santé communautaire de Gaspé en collaboration avec le centre de santé des Haut-Bois de Murdochville [cité dans CEOH, 1994].

Chan, W.H., R.J. Vet, M.A. Lusis et G.B. Skelton. 1983. Airborne particulate size distribution measurements in nickel smelter plumes. *Atmos. Environ. 17(6)*: 1173–1181.

Chan, W., R. Vet, C.-U. Ro, A. Tang et M. Lusis. 1984. Impact of Inco smelter emissions on wet and dry deposition in the Sudbury area. *Atmos. Environ. 18(5)*: 1001–1008.

Chan, W.H. et M. Lusis. 1986. Smelting operations and trace metals in air and precipitation in the Sudbury basin. *In*: J.O. Nriagu et C.I. Davidson (eds.), *Toxic metals in the atmosphere. Chap. 4*. John Wiley & Sons, Inc., New York, N.Y.

Chang, F.-H. et F.E. Broadbent. 1981. Influence of trace metals on carbon dioxide evolution from a Yolo soil. *Soil Sci. 132*: 416–421.

Charlson, R.J., S.E. Schwartz, J.M. Hales, R.D. Cess, J.A Coakley, Jr., J.E. Hansen et D.J. Hofmann. 1992. Climate forcing by anthropogenic aerosols. *Science 255*: 423–430.

Chenard, L., F. Turcotte et S. Cordier. 1987. Lead absorption by children living near a copper smelter. *Can. J. Public Health 78*: 295–298.

Cook, M., W.R. Chappell, R.E. Hoffman and E.J. Mangione. 1993. Assessment of blood lead levels in children living in a historic mining and smelting community. *Am. J. Epidemiol. 137(4)*: 447–455.

Cordier, S., G. Theriault et H. Iturra. 1983. Mortality patterns in a population living near a copper smelter. *Environ. Res. 31*: 311–322.

Couillard, Y., P.G.C. Campbell et A. Tessier. 1993. Response of metallothionein concentrations in a freshwater bivalve (*Anodonta grandis*) along an environmental cadmium gradient. *Limnol. Oceanogr. 38*: 299–313.

Crane, M.T., D. Flower et S. Watson. 1992. The toxicity of selenium in experimental ponds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol. 23*: 440–452.

Cusimano, R.F., D.F. Brakke et G.A. Chapman. 1986. Effects of pH on the toxicities of cadmium, copper, and zinc to steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43*: 1497–1503.

Dann, T. et P. Summers (eds.). 1997. Canadian 1996 NO_x/VOC science assessment: ground-level ozone and its precursors, 1980–1993. Rapport du Data Analysis Working Group of the Multistakeholder NO_x/VOC Science Program.

Davies, P.H., J.P. Goettl, Jr., J.R. Sinley et N.F. Smith. 1976. Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout *Salmo gairdneri*, in hard and soft water. *Water Res. 10*: 199–206.

de Vries, W. et D.J. Bakker. 1996. *Manual for calculating critical loads of heavy metals for soils and surface waters. Preliminary guidelines for environmental quality criteria calculation methods and input data*. DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands. 173 pp. (SC Report 114).

de Vries, W. et D.J. Bakker. 1998. *Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems: guidelines for critical limits, calculation methods and input data*. DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands. (Report 166).

Deschamps, G., T. Leveau et P.J. Cejka. 1998. Évaluation des contaminants toxiques dans les eaux usées à la station d'épuration de la communauté urbaine de Montréal en 1995 et 1996. Communauté Urbaine de Montréal, Service de l'environnement, Réseau de suivie écologique. 50 pp.

Dickson, K.L., A.W. Maki et W.A. Brungs (eds.). 1987. Fate and effects of sediment-bound chemicals in aquatic systems. *In*: *Toxicity of sediment-associated metals to freshwater organisms: biomonitoring procedures* (Birge *et al.*, 1987). Chap. 15. Pergamon Press, New York, N.Y.

Dixon, R.K. 1988. Response of ectomycorrhizal *Quercus rubra* to soil cadmium, nickel and lead. *Biol. Biochem. 20*: 555–559.

Dixon, R.K. et C.A. Buschena. 1988. Response of ectomycorrhizal *Pinus banksiana* and *Picea glauca* to heavy metals in soil. *Plant Soil 105:* 265–271.

Dodge, R. 1983. The respiratory health and lung function of Anglo-American children in a smelter town. *Am. Rev. Resp. Dis. 127:* 158–161.

Dodge, R., P. Solomon, J. Moyers et C. Hayes. 1985. A longitudinal study of children exposed to sulfur oxides. *Am. J. Epidemiol. 121:* 720–736.

Doll, R., A. Andersen, W.C. Cooper, I. Cosmatos, D.L. Cragle, D. Easton, P. Enterline, M. Goldberg, L. Metcalfe, T. Norseth, J. Peto, J.-P. Rigaut, R. Roberts, S.K. Seilkop, H. Shannon, F. Speizer, F.W. Sunderman Jr., P. Thornhill, J.S. Warner, J. Weglo et M. Wright. 1990. Report of the International Committee on Nickel Carcinogenesis. *Man. Scand. J. Work Environ. Health 16:* 1–82 [cité dans Hughes *et al.*, 1994c].

Dreisinger, B.R. 1965. *Sulphur dioxide levels and the effects of the gas on vegetation near Sudbury, Ontario.* Présenté au 58th annual meeting of the Air Pollution Control Association, Toronto, Ontario. 21 pp. (Paper No. 65-121).

Dumontet, S., M. Levesque et S.P. Mathur. 1990. Limited downward migration of pollutant metals copper zinc nickel and lead in acidic virgin peat soils near a smelter. *Water Air Soil Pollut. 49(3-4):* 329–342.

Duncan, B. 1997. *Cominco's 1995 Columbia River and effluent monitoring program (from Birchbank to Waneta).* Cominco Ltd., Trail Operations, Trail, British Columbia.

Duncan, B. et B. Antcliffe. 1996. *Toxicity assessment of effluent from the Cominco metallurgical and fertilizer operations at Trail, B.C.* Cominco Ltd., Trail Operations, et Ministère des pêches et Océans, C.-B. Unité de l'habitat.

Eatough, D.J., N.L. Eatough, M.W. Hill, N.F. Mangelson, J. Ryder, L.D. Hansen, R.G. Meisenheimer et J.W. Fischer. 1979. The chemical composition of smelter flue dusts. *Atmos. Environ. 13(4):* 489–506.

EC/SC (Environnement Canada/Santé Canada). 1993. *Loi canadienne sur la protection de l'environment.* Rapport d'évaluation, Liste des substances d'intérêt prioritaire. Fluorides inorganiques.

EC/SC (Environnement Canada/Santé Canada). 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environment.* Rapport d'évaluation, Liste des substances d'intérêt prioritaire — Ébauche pour commentaires du public. Matières particulaires inhalables égales ou de moins de 10 microns.

EC/SBEC (Environment Canada/Health and Welfare Canada). 1993. L'arsenic et ses composés. *Loi canadienne sur la protection de l'environment.* Rapport d'évaluation, Liste des substances d'intérêt prioritaire. Environnement Canada et Santé et bien-être social Canada. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. (Cat. No. En40-215/14F).

EC/SC (Environnement Canada/Santé Canada). 1994a. Le cadmium et ses composés. *Loi canadienne sur la protection de l'environment.* Rapport d'évaluation, Liste des substances d'intérêt

prioritaire. Environnement Canada et Santé Canada. Ministre des Approvisionnements et Services Canada. Ottawa. (Cat. No. En40-215/40FEz0).

EC/SC (Environnement Canada/Santé Canada). 1994b. Le nickel et ses composés. *Loi canadienne sur la proterction de l'environment.* Rapport d'évaluation, Liste des substances d'intérêt prioritaire. Environnement Canada et Santé Canada. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. (Cat. No. En40-215/43F).

EC/SC (Environnement Canada/Santé Canada). 1994c. Le chrome et ses composés. Ministre des Approvisionnements et Services Canada. Environnement Canada et Santé Canada. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. (Cat. No. En40-215/40F).

Elrick, D.E., A. Mermoud et T. Monnier. 1994. An analysis of solute accumulation during steady-state evaporation in an initially contaminated soil. *J. Hydrol. 155*: 27–38.

Elrick, D.E., M.I. Sheppard, A. Mermoud and T. Monnier. 1997. An analysis of surface accumulation of previously distributed chemicals during steady-state evaporation. J. Environ. Qual. 26: 883–888.

El-Shaarawi, A.H. 1989. Inferences about the mean from censored water quality data. *Water Resour. Res. 25*: 685–690.

El-Shaarawi, A.H. 1999. *Estimation of the mean SO_2 concentration around smelting facilities during the growing season.* (inédit).

El-Shaarawi, A.H. and S.R. Esterby. 1992. Replacement of censored observations by a constant: an evaluation. *Water Res. 26*: 835–844.

Enterline, P.E., V.L. Henderson and G.M. Marsh. 1987. Exposure to arsenic and respiratory cancer — A reanalysis. *Am. J. Epidemiol. 125(6)*: 929–938 [cited in Hughes *et al.*, 1994a].

Environnement Canada. 1995. *Rapport annuel sur les ententes fédérales- provinciales concernant le Programme de lutte contre les pluies acides dans l'est du Canada.*

Environnement Canada. 1996a. *Canadian soil quality guidelines for arsenic: environmental and human health supporting document — Final draft December 1996.* Environnement Canada, Division des recommandations et lignes directrices, Direction de la science des écosystèmes, Ottawa.

Environnement Canada. 1996b. *Canadian soil quality guidelines for cadmium: environmental supporting document — Final draft December 1996.* Environnement Canada, Division des recommandations et lignes directrices, Direction de la science des écosystèmes, Ottawa.

Environnement Canada. 1996c. *Canadian soil quality guidelines for lead: environmental supporting document — Final draft December 1996.* Environnement Canada, Division des recommandations et lignes directrices, Direction de la science des écosystèmes, Ottawa.

Environnement Canada. 1996d. *Canadian soil quality guidelines for zinc: environmental supporting document — Final draft December 1996.* Environnement Canada, Division des recommandations et lignes directrices, Direction de la science des écosystèmes, Ottawa.

Environnement Canada. 1997a. Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Guide version 1.0 - mars 1997. Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull, Québec (EPS/2/CC/3F).

Environnement Canada. 1997b. *Strategic options for the management of toxic substances from the base metals smelting sector: report of stakeholder consultations.* 239 pp.

Environnement Canada. 1997c. *1997 Canadian acid rain assessment. Volume II. Atmospheric science assessment report.* Préparé pour le Conseil canadien des ministers de l'environnement (CCME).

Environnement Canada. 1997d. *1997 Canadian acid rain assessment. Volume III. The effects on Canada's lakes, rivers and wetlands.* Préparé pour le Conseil canadien des ministers de l'environnement (CCME).

Environnement Canada. 1997e. *Canadian sediment quality guidelines for arsenic: supporting document — Draft October 1997.* Environnement Canada, Guidelines and Standards Division, Ottawa.

Environnement Canada. 1997f. *Canadian sediment quality guidelines for cadmium: supporting document — Draft.* Environnement Canada, Guidelines and Standards Division, Ottawa.

Environnement Canada. 1997g. *Canadian sediment quality guidelines for copper: supporting document — Draft September 1997.* Environnement Canada, Guidelines and Standards Division, Ottawa.

Environnement Canada. 1997h. *Canadian sediment quality guidelines for lead: supporting document — Draft November 1997.* Environnement Canada, Division des recommandations et lignes directrices, Ottawa.

Environnement Canada. 1997i. *Canadian sediment quality guidelines for zinc: supporting document — Draft September 1997.* Environnement Canada, Division des recommandations et lignes directrices, Ottawa.

Ewers, U., A. Brockhaus, R. Dolgner, I. Freier, E. Jermann, A. Bernard, R. Stiller-Winkler, R. Hahn et N. Manojlovic. 1985. Environmental exposure to cadmium and renal function of elderly women living in cadmium-polluted areas of the Federal Republic of Germany. *Int. Arch. Occup. Environ. Health 55*: 217–239.

Fisk, R., C. Hull and W. Vander Kuyl. 1994. *Inflammatory bowel disease and chronic renal disease: Trail Local Health Area, with regional comparisons. A comparative review of selected health indicators*, préparé pour le Medical Health Officer, Central Kootenay Health Unit. Epidemiology Section, Program Standards and Information Management, Minister of Health and Ministry Responsible for Seniors, Victoria, British Columbia.

Fontana, T. 2000. Communication personnelle de Ron Newhook, Section des substances d'intérêt prioritaire, Santé Canada, avec Tony Fontana, Falconbridge Ltée. 25 février 2000.

FPACAQ (Comité consultatif fédéral-provincial de la qualité de l'air). 1987. *Review of national ambient air quality objectives for sulphur dioxide*. 32 pp.

Franzin, W.G., G.A. Mcfarlane et A. Lutz. 1979. Atmospheric fallout in the vicinity of a base metal smelter at Flin Flon Manitoba Canada. *Environ. Sci. Technol.* 13(12): 1513–1522.

Freedman, B. et T.C. Hutchinson. 1980. Effects of smelter pollutants on forest leaf litter decomposition near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario. *Can. J. Bot. 58*: 1722–1736.

Frew, R. 1997. Columbia River Dye/Dilution Survey, 16 April 1997. Cominco Ltd. Rapport présenté au B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks.

Frost, F., L. Harter, S. Milham, R. Royce, A.H. Smith, J. Hartley et P. Enterline. 1987. Lung cancer among women residing close to an arsenic emitting copper smelter. *Arch. Environ. Health 42(2)*: 148–152.

Fulton, R.J. 1984. *Surficial geology — Kootenay Lake, British Columbia — Alberta*. Commission géologique du Canada (GGC), Openfile 1084. Ressources naturelles Canada.

Fulton, R.J. 1996. Surficial materials of Canada — Map D1880-A. Commission géologique du Canada. Ressources naturelles Canada.

Gachter, R., K. Lum-Shue-Chau et Y.K. Chau. 1973. *Complexing capacity of the nutrient medium and its relationship to the inhibition of algal photosynthesis by copper*. Schweiz Z. Hydro. 35: 252–261.

Gagné, D. 1993. *Rapport préliminaire sur le dépistage de la plomberie chez les enfants du quartier Notre-Dame en 1993*. Santé environnementale, Direction de la santé publique, Régie régionale de la santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, Québec.

Gagné, D. 1994. Blood lead levels in Noranda children following removal of smelter-contaminated yard soil. *Can. J. Public Health 85(3)*: 163–166.

Galvin, J., J. Stephenson, J. Wlodarczyk, R. Loughran et G. Waller. 1993. Living near a lead smelter: an environmental health risk assessment in Boolaroo and Argenton, New South Wales. *Austral. J. Public Health 17(4)*: 373–378.

Gartner J.F. 1978. Northern Ontario engineering geology terrain study. Data base maps, 1: 100 000. Cartier No. 5000; Capreol No. 5001; Espanola No. 5002; Sudbury No. 5003. Ontario Geologic Society, Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto.

Geisey, J.P., A. Newell et G.J. Leversee. 1983. Copper speciation in soft, acid, humic waters: effects on copper bioaccumulation by and toxicity to *Simocephalus serrulatus*. *Sci. Total Environ. 28*: 23–36.

Glaser, U., D. Hochrainer, F.J. Otto et H. Oldiges. 1990. Carcinogenicity and toxicity of four cadmium compounds inhaled by rats. *Toxicol. Environ. Chem. 27*: 153–162 [cité par Newhook *et al.*, 1994].

Glooschenko, W.A., L. Holloway et N. Arafat. 1986. The use of mires in monitoring the atmospheric deposition of heavy metals. *Aquat. Bot. 25(2)*: 179–190.

Godin, B. et M. Hagen. 1992. Cominco sediment bioassays, sediment and water chemistry (October and November 1991). Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, North Vancouver, Colombie-Britannique. (Regional Data Report DR 92-13).

Grande, M. et S. Anderson. 1983. Lethal effects of hexavalent chromium, lead and nickel on young stages of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in softwater. *Vatten 39*: 405.

Greaves, W.W., W.N. Rom, J.L. Lyon, G. Varley, D.D. Wright et G. Chiu. 1981. Relationship between lung cancer and distance of residence from nonferrous smelter stack effluent. *Am. J. Ind. Med. 2*: 15–23.

Halsall, D.M. 1977. Effects of certain cations on the formation and infectivity of *Phytophthora* zoospores. 2. Effects of copper, boron, cobalt, manganese, molybdenum, and zinc ions. *Can. J. Microbiol. 23*: 1002–1010.

Harrison, R.M. and C.R. Williams. 1983. Physicochemical characterization of atmospheric trace metal emissions from a primary zinc-lead smelter. *Sci. Total Environ. 31(2)*: 129–140.

Hartley, J. and P. Enterline. 1981. *Lung cancer mortality in a community surrounding a copper smelter.* (inédit).

Hartwell, T.D., R.W. Handy, B.S. Harris, S.R. Williams and S.H. Gehlbach. 1983. Heavy metal exposure in populations living around zinc and copper smelters. *Arch. Environ. Health 38(5)*: 284–295.

Hatch Associates Ltd. 1997. *Base metals smelting sector strategic options study.* Rapport préparé pour Environnement Canada. 200 pp. plus annexes.

Santé Canada. 1994. *Loi canadienne sur la protection de l'environment. Évaluation des risques pour la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire*. Ottawa, Ontario. 36 pp.

Heinrich, J, B. Hoelscher, M. Wjst, B. Ritz, J. Cyrys et H.-E. Wichmann. 1999. Respiratory diseases and allergies in two polluted areas in East Germany. *Environ. Health Perspect. 101(1)*: 53–62.

Hermanutz, R.O., K.N. Allen, T.H. Roush et S.F. Hedke. 1992. Effects of elevated selenium concentrations on bluegills (*Lepomis machrochirus*) in outdoor experimental streams. *Environ. Toxicol. Chem. 11*: 217–224.

Hicks, B.B. 1992. Deposition of atmospheric acidity. *In*: M. Radojevic et R.M. Harrison (eds.), *Atmospheric acidity: sources, consequences and abatement*. Elsevier Applied Sciences, New York, N.Y.

Hidy, G.M. 1994. *Atmospheric sulphur and nitrogen oxides*. Academic Press, San Diego, California.

Higgins, I.T.T., M.S. Oh, K.L. Kryston, C.M. Burchfield et N.M. Wilkinson. 1986. Arsenic exposure and respiratory cancer in a cohort of 8044 Anaconda smelter workers. A 43-year follow-up study. Rapport inédit préparé pour la Chemical Manufacturers' Association et la Smelters Environmental Research Association [cité par Hughes *et al.*, 1994a].

Hilts, S.R., E.R. White et C.L. Yates. 1998. *Identification and preliminary assessment of remedial options. DRAFT Version 3*, February 1998. Trail Lead Program, Trail, British Columbia.

Hilts, S. 2000. Communication personnelle de Ron Newhook, Section des substances prioritaires, Santé Canada, avec Steve Hilts, Trail Lead Program, Trail, British Columbia. 26 janvier 2000.

Hoff, R.M., W.M.J. Strachan, C.W. Sweet, C.H. Chan, M. Shackleton, T.F. Bidleman, K.A. Brice, D.A. Burniston, S. Cussion, D.F. Gatz, K. Harlin et W.H. Schroeder. 1996. Atmospheric deposition of toxic chemicals to the Great Lakes: a review of data through 1994. *Atmos. Environ. 30*: 3505–3527.

Hotz, P., J.P. Buchet, A. Bernard, D. Lison et R. Lauwerys. 1999. Renal effects of low-level environmental cadmium exposure: 5-year follow-up of a subcohort from the Cadmibel study. *Lancet 354*: 1508-1513.

Hudon, C. et A. Sylvestre. 1998. *Qualité de l'eau en aval de l'Archipel de Montréal 1994–1996*. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent.

Hughes, J.P., L. Polissar et G. Van Belle. 1988. Evaluation and synthesis of health effects studies of communities surrounding arsenic producing industries. *Int. J. Epidemiol. 17(2)*: 407–413.

Hughes, K., M.E. Meek et R. Burnett. 1994a. Inorganic arsenic: evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environ. Carcino. Ecotox. Revs. C12(2)*: 145–159.

Hughes, K., M.E. Meek, L.J. Seed et J. Shedden. 1994b. Chromium and its compounds: evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environ. Carcino. Ecotox. Revs. C12(2)*: 237–255.

Hughes, K., M.E. Meek, P.K.L. Chan, J. Shedden, S. Bartlett et L.J. Seed. 1994c. Nickel and its compounds: evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environ. Carcino. Ecotox. Revs. C12(2)*: 417–433.

RMDA (Réseau de mesure des dépôts atmosphériques). 1997. Technical summary of progress under the Integrated Atmospheric Deposition Program, 1990–1996. *U.S./Canada IADN Scientific Steering Committee*. Document disponible au site Internet du Service du milieu atmosphérique d'Environnement Canada http://www.tor.ec.gc.ca/iadn.

CIRC (Centre international de Recherche sur le Cancer). 1976. *Cadmium and cadmium compounds*. IARC Monogr. 11: 39–74 [citée par Newhook *et al.*, 1994].

Ibekwe, A.M., J.S. Angle, R.L. Chaney et P. van Berkum. 1996. Zinc and cadmium toxicity to alfalfa and its microsymbiont. *J. Environ. Qual. 25*: 1032–1040.

Jacobs, L.W. et D.R. Keeney. 1970. Arsenic–phosphorus interactions on corn. *Soil Sci. Plant Anal. 1*: 85–93.

Jacobs, L.W., D.R. Keeney et L.M. Walsh. 1970. Arsenic residue toxicity to vegetable crops grown on Plainfield Sand. *Agron. J. 62*: 88–591.

Jaques, A., F. Neitzert et P. Boileau. 1997. *Trends in Canada's greenhouse gas emissions (1990–1995)*. Environnement Canada, Direction des Données sur la pollution.

Jarup, L., G. Pershagen and S. Wall. 1989. Cumulative arsenic exposure and lung cancer in smelter workers: a dose–response study. *Am. J. Ind. Med. 15*: 31–41 [cité par Hughes *et al.* 1994a].

Jeffries, D.S., D.C.L. Lam et M.D. Moran. 1998. The effect of SO_2 emission controls on critical load exceedences for lakes in southeastern Canada. Soumis à *Water Sci. Technol.* (sous presse).

John, M.K., C.J. VanLaerhoven et J.H. Bjerring. 1976. Effect of a smelter complex on the regional distribution of cadmium, lead and zinc in litters and soil horizons. *Arch. Environ. Contam. Toxicol. 4*: 456–468.

Karnosky, D.F. 1976. Threshold levels for foliar injury to *Populus tremuloides* by sulphur dioxide and ozone. *Can. J. Forest Res. 6*: 166–169.

Keller, W. et J. Carbone. 1997. *Sulphur emissions and Sudbury-area lakes: long-term patterns*. Document de la Co-operative Freshwater Ecology Unit, Sudbury, Ontario. 27 pp.

Klepper, O. et D. van de Meent. 1997. *Mapping the potentially affected fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress*. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, The Netherlands. (607504001).

Kliza, D.A., K.T. Telmer, G.F. Bonham-Carter et G.E.M. Hall. 2000. *Geochemistry of snow from the Rouyn-Noranda region of Western Quebec: an environmental database*. Commission géologique du Canada, Open File 3869. Rapport et CD-ROM.

Korthals, G.W., A.D. Alexiev, T.M. Lexmond, J.E. Kammenga et T. Bongers. 1996. Long-term effects of copper and pH on the nematode community in an agroecosystem. *Environ. Toxicol. Chem. 15*: 979–985.

Kreis, I.A. 1992. *Health effects of cadmium contamination in Kempenland*. CIP-Gegevens Koninklijke Bibliotheek, Den Haag. (ISBN 90-9005475-8).

Krishnan, K et J. Brodeur. 1991. Toxicological consequences of combined exposure to environmental pollutants. Arch. Complex Environ. Studies 3(3): 1-106.

Kropff, M.J., J. Mooi, J. Goudriaan, W. Smeets, A. Leemans, C. Kliffen et A.J. van der Zalm. 1989. The effects of long-term open air fumigation with SO_2 on a field crop of broad bean (*Vicia faba* L.). I. Depression of growth and yield. *New Phytol. 113*: 337–344.

Lajoie P. 1954. *Soil survey of Montreal, Jesus and Bizard islands in the Province of Quebec.* Ottawa, Ontario.

Lam, D.C.L., K.J. Puckett, I. Wong, M.D. Moran, G. Fenech, D.S. Jeffries, M.P. Olson, D.M. Whelpdale, D. McNicol, Y.K.G. Mariam et C.K. Minns. 1998. An integrated acid rain assessment model for Canada: from source emission to ecological impact. *Water Qual. Res. J. Can. 33(1)*: 1–17.

Landrigan, P.J. et E.L. Baker. 1981. Exposure of children to heavy metals from smelters: epidemiology and toxic consequences. *Environ. Res. 25*: 204–224.

Landrigan, P.J., S.H. Gehlbach, B.F. Rosenblum, J.M. Shoults, R.M. Candelaria, W.F. Barthel, J.A. Liddle, A.L. Smrek, N.W. Staehling et J.F. Sanders. 1975a. Epidemic lead absorption near an ore smelter. The role of particulate lead. *New Engl. J. Med. 292(3)*: 123–129.

Landrigan, P.J., R.H. Whitworth, R.W. Baloh, N.W. Staehling, W.F. Barthel and B.F. Rosenblum. 1975b. Neuropsychological dysfunction in children with chronic low-level lead absorption. *Lancet I*: 708–712.

Landrigan, P.J., E.L. Baker Jr., R.G. Feldman, D.H. Cox, K.V. Eden, W.A. Orenstein, J.A. Mather, A.J. Yankel and I.H. Von Lindern. 1976. Increased lead absorption with anemia and slowed nerve conduction velocity in children near a lead smelter. *J. Pediatr. 89(6)*: 904–910.

Lauwerys, R. and Ph. De Wals. 1981. Environmental pollution by cadmium and mortality from renal diseases. *Lancet I*: 383.

Lawrence, S.G. and M.H. Holoka. 1991. Response of crustacean zooplankton impounded *in situ* to cadmium at low environmental concentrations. *Verein. Limnology, 24*: 2254–2259.

Leblanc, F., D.N. Rao and G. Comeau. 1972. The epiphytic vegetation of *Populus balsamifera* and its significance as an air pollution indicator in Sudbury, Ontario. *Can. J. Bot. 50*: 519–528.

Lee, Hulbert A. 1979. Northern Ontario engineering geology terrain study. Data base maps, 1: 100 000. Pamour No. 5026; Iroquois Falls No. 5027; Timmins No. 5029; Kirkland Lake No. 5030. Ontario Geologic Society, Ontario Ministry of Natural Resources.

Linzon, S.N. 1971. Economic effects of sulphur dioxide on forest growth. *J. Air Pollut. Control Assoc. 21*: 81–86.

Linzon, S.N. 1972. Effects of sulphur oxides on vegetation. *For. Chron. 48*: 182–186.

Linzon, S.N. 1999. *Acute and chronic effects of sulphur dioxide on vegetation: critical toxicity values (CTVs) and estimated no-effects values (ENEVs).* Préparé par Phytotoxicology Consultant Services Ltd. pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull, Québec. 56 pp.

Linzon, S.N., P.J. Temple et R.G. Pearson. 1979. Sulphur concentrations in plant foliage and related effects. *J. Air Pollut. Control Assoc. 29*: 520–525.

Lyon, J.L., J.L. Fillmore et M.R. Klauber. 1977. Arsenical air pollution and lung cancer. *Lancet II(8043)*: 869.

AMC (Association minière du Canada). 1995. *Voluntary emissions reduction: the mining industry and the ARET Program*. Ottawa, Ontario. 16 pp.

Mackie, G.L. 1989. Tolerances of five benthic invertebrates to hydrogen ions and metals (Cd, Pb, Al). *Arch. Environ. Toxicol. 18*: 215–223.

MacLatchy, J. 1996. Potential reductions of sulphur dioxide emissions from Canadian primary and secondary base metal smelters and the Algoma iron ore sinter plant. Division des mines, minerais et métaux, Environnement Canada. (inédit).

MacLean, A.J. 1974. Effects of soil properties and amendments on the availability of zinc in soils. *Can. J. Soil Sci. 54*: 369–378.

Mailloux. 1954. *Étude pédologique des sols des comtés de Huntingdon et Beauharnois*, Québec.

Mancuso, T.F. 1975. *Consideration of chromium as an industrial carcinogen*. International Conference on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Ontario, Canada. Oct. 27–31, 1975. pp. 343–356.

Marsh, G.M., R.A. Stone, N.A. Esmen, M.J. Gula, C.K. Gause, N.J. Petersen, F.J. Meaney, S. Rodney et D. Prybylski. 1997. A case–control study of lung cancer mortality in six Gila Basin, Arizona smelter towns. *Environ. Res. 75*: 56–72.

Marsh, G.M., R.A. Stone, N.A. Esmen, M.J. Gula, C.K. Gause, N.J. Petersen, F.J. Meaney, S. Rodney and D. Prybylski. 1998. A case–control study of lung cancer mortality in four rural Arizona smelter towns. *Arch. Environ. Health 53(1)*: 15–28.

Materna J., J Jirble et J. Kucera. 1969. Measurement results of sulphur dioxide concentrations in the Krusne Hory forests. *Ochrana Ovzdusi 6*: 84–93.

Mattson, M.E. et T.L. Guidotti. 1980. Health risks associated with residence near a primary copper smelter: a preliminary report. *Am. J. Ind. Med. 1*: 365–374.

Meek, M.E., R. Newhook, R. Liteplo et V.C. Armstrong. 1994. Approach to assessment of risk to human health for Priority Substances under the *Canadian Environmental Protection Act. Environ. Carcinogen. Ecotoxicol. Rev. C12(2)*: 105–134.

MEF/EC (Ministère de l'Environnement et de la Faune/Environnement Canada). 1998. *Évaluation de la toxicité des effluents des stations d'épuration municipales du Québec*. Rapport d'étape.

MEQ/EC (Ministère de l'Environnement du Québec/Environment Canada). 1992. *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*.

MES (MacDonald Environmental Services Ltd.). 1997. *Lower Columbia River from Birchbank to the international border: water quality assessment and recommended objectives*. Rapport préparé pour Environnement Canada.

Metcalfe, C.R. 1941. Damage to greenhouse plants caused by town fogs with special reference to sulphur dioxide and light. *Ann. Appl. Biol. 28*: 301–315.

Miles, L.J. et G.R. Parker. 1979. Heavy metal interaction for *Andropogon scoparius* and *Rudbeckia hirta* grown on soil from urban and rural sites with heavy metals additions. *J. Environ. Qual. 8*: 443–449.

Comité consultatif d'experts auprès du ministre. 1995. Rapport du Comité consultatif d'experts auprès du ministre sur la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire, en vertu de la *Loi sur la protection de l'environnement (LCPE)*. Gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario. 26 pp.

Minns, C.K. 1995. Allometry of home range size in lake and river fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52*: 1499–1508.

MOEE (Ministry of Environment and Energy). 1993. *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Gouvernement de l'Ontario.

Murray, J.J., R.K. Howell, et A.C. Wilton. 1975. Differential response of seventeen *Poa pratensis* cultivars to ozone and sulphur dioxide. *Plant Dis. Reporter 59*: 852–854.

NCRP (National Commission on Radiation Protection and Measurements). 1996. *Screening models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water and ground.* (Rapport N°. 1231).

Nebeker, A.V., C. Savonen et D.G. Stevens. 1985. Sensitivity of rainbow trout early life stages to nickel chloride. *Environ. Contam. Toxicol. 4*: 233–239.

NECL (Norecol Environmental Consultants Ltd.). 1993. *A 1992 biological reconnaissance and sediment sampling in the Columbia River between the Hugh Keenleyside Dam and the international boundary*. Rapport présenté au Columbia River Integrated Environmental Monitoring Program (CRIEMP). Castlegar, British Columbia.

Newhook, R., G. Long, M.E. Meek, R.G. Liteplo, P. Chan, J. Argo et W. Dormer. 1994. Cadmium and its compounds: evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environ. Carcino. Ecotox. Revs. C12(2)*: 195–217.

Newman, J.A., V.E. Archer, G. Saccomanno, M. Kuschner, O. Auerbach, R.D. Grondahl et J.C. Wilson. 1975. Histologic types of bronchogenic carcinoma among members of copper-mining and smelting communities. Ann. N.Y. Acad. Sci. 51: 260–268.

NJDEP (New Jersey Department of Environmental Protection). 1996. *Basis and background for the 1996 proposed revisions to the surface water quality standards*. State of New Jersey.

Nordstrom, S., L. Beckman et I. Nordenson. 1978a. Occupational and environmental risks in and around a smelter in northern Sweden. III. Frequencies of spontaneous abortion. *Hereditas. 88*: 51–54.

Nordstrom, S., L. Beckman et I. Nordenson. 1978b. Occupational and environmental risks in and around a smelter in northern Sweden. I. Variations in birth weight. *Hereditas 88*: 43–46.

Nordstrom, S., L. Beckman et I. Nordenson. 1979. Occupational and environmental risks in and around a smelter in northern Sweden. VI. Congenital malformations. *Hereditas 90*: 297–302.

INRP (Inventaire national de rejets de polluants). Environnement Canada, Direction des Données sur la pollution. On peut obtenir les données sur les rejets sur le site Internet http://www.ec.gc.ca/pdb/inrp/index.html ou dans les rapports annuels de l'INRP.

O'Conner, D.J. et J.P. Connelly. 1980. The effects of concentration of adsorbing solids on the partition coefficient. *Water Res. 14*: 1517.

Olson, M.P., E.C. Voldner et K.K. Oikawa. 1983. Transfer matrices from the AES-LRT model. *Atmospheric-Ocean 21*: 344–361.

Passino, D.R. et A.J. Novak. 1984. Toxicity of arsenate and DDT to the cladoceran *Bosmina longirostris*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 33: 325–329.

Pershagen, G. 1985. Lung cancer mortality among men living near an arsenic-emitting smelter. *Am. J. Epidemiol. 122(4)*: 684–694.

Pershagen, G., C.-G. Elinder et A.-M. Bolander. 1977. Mortality in a region surrounding an arsenic emitting plant. *Environ. Health Perspect. 19*: 133–137.

Planas, D. et F.P. Healey. 1978. Effects of arsenate on growth and phosphorus metabolism of phytoplankton. *J. Phycol. 14*: 337–341.

Polissar, L., R.K. Severson et Y.-T. Lee. 1979. *Cancer incidence in relation to a smelter.* University of Washington Department of Biostatistics Technical Report #28 (Rapport, révisé en date d'octobre 1979).

Posthuma, L., R. Baerselman, R.P.M. van Veen et E.M. Dirven-van Breemen. 1997. Single and joint toxic effects of copper and zinc on reproduction of *Enchytraeus crypticus* in relation to sorption of metals in soils. *Ecotoxicol. Environ. Saf. 38*: 108–121.

Radojevic, M. 1992. SO2 and NOx oxidation mechanisms in the atmosphere. *In*: M. Radojevic et R.M. Harrison (eds.), *Atmospheric acidity: sources, consequences and abatement*. Elsevier Applied Sciences, New York, N.Y.

SIDR (Système d'inventaire des déversements résiduels). 1995. Environnement Canada, Direction des Données sur la pollution, Criteria Air Contaminants Division. Toutes les données proviennent de la version 1 de la banque de données et touchent aux émissions rapportées en 1995.

Roels, H., J.-P. Buchet, R. Lauwerys, G. Hubermont, P. Bruaus, F. Claeys-Thoreau, A. Lafontaine et J. van Overschelde. 1976. Impact of air pollution by lead on the heme biosynthetic pathway in school-age children. *Arch. Environ. Health 31*: 310–316.

Rom, W.N., G. Varley, J.L. Lyon et S. Shopkow. 1982. Lung cancer mortality among residents living near the El Paso smelter. *Br. J. Ind. Med. 39*: 269–272.

Rombough, P.J. et E.T. Garside. 1982. Cadmium toxicity and accumulation in eggs and alevins of Atlantic salmon *salmo salar*. *Can. J. Zool. 60*: 2006.

Rondeau, B. 1993. *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent 1985–1990. Tronçon Cornwall-Québec*. Environment Canada, Centre Saint-Laurent.

Sanderson, J. 1998. Summary of effects related to historic releases from Canadian zinc and copper smelters and refineries. Rapport préparé pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull, Québec. 146 pp.

Savoie, J.-Y. et J.-P. Weber. 1979. *Étude de la distribution de certains toxiques dans la population de Rouyn-Noranda*. Rapport rédigé pour le compte des services de protection de l'environnement. Projet Rouyn-Noranda, Group Santé. Centre Hospitalier de l'Université Laval, Québec, Québec.

Sayre, W.W. 1973. Natural mixing processes in rivers. *In*: *Environmental impacts on rivers (River Mechanics III)*. H.W. Shen, University of Colorado, Fort Collins.

Schat, H. et W.M. Ten Bookum. 1992. Genetic control of copper tolerance in *Silene vulgaris*. *Heredity 68*: 219–229.

Seiler, J.R. et D.J. Paganelli. 1987. Photosynthesis and growth response of Red Spruce and Loblolly Pine to soil-applied lead and simulation acid rain. *Forest Sci. 33*: 68–675.

Semenciw, R. and J. Manfreda. 1987. Mortality in Flin Flon, Manitoba, 1959–1983. *In*: *Flin Flon: a review of environmental and health data. Chap. IV*. Manitoba Enviroment and Workplace Safety and Health, May 1987.

SENES Consultants. 1996a. *A detailed source–receptor matrix for Ontario, Quebec and the Atlantic Provinces*. Rapport préparé pour la Direction de l'analyse économique, Environnement Canada, Hull, Québec.

SENES Consultants. 1996b. *Ambient air quality modelling and populations « at risk » estimation for emissions from the steel, base metal smelting and refining, and power generation sectors*. Préparé pour la Division de substances environnementales, Santé Canada, Ottawa, Ontario.

SENES Consultants. 1999a. Assessment of SO2 releases from copper smelters, refineries and zinc plants. Rapport préparé pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull, Québec. 40 pp.

SENES Consultants. 1999b. Report on site visits to HBM&S Flin Flon, Inco Copper Cliff, Noranda Horne and Noranda Gaspe facilities. Rapport préparé pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull, Québec. 61 pp. et figures.

SENES Consultants. 2000. Atmospheric dispersion modeling for the assessment of two priority substances. En préparation pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull, Québec.

Service des inventaires forestiers. (1991–1995). Carte de dépôt de surface 1:50 000. Rouyn 32 D 3 (1991); Rivière Kanasuta 32 D 6 (1991); Cléricy 32 D 7 (1991); Lac Kinojévis 32 D 2 (1992); Huntingdon 31 G 1 (1995); Lac Madeleine 22 A 13; Lac York 22 A 14; Mont Louis 22 H 4 + 22 H 5; Laval 31 H 12 (1995); Beloeil 31 H 11 (1995). Ministère des Forêts du Québec.

Shaw, P.J.A., M.R. Holland, N.M. Darrall et A.R. McLeod. 1993. The occurrence of SO_2-related foliar symptoms on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in an open-air forest fumigation experiment. *New Phytol. 123*: 143–152.

Sheppard, M.I., S.C. Sheppard et D.H. Thibault. 1982. *Identification of the problem phytotoxicant in soil from a radioactive waste disposal area*. Énergie atomique Canada Limitée, Rapport WNRE-461.

Sheppard, S.C., C. Gaudet, M.I. Sheppard, P.M. Cureton et M.P. Wong. 1992. The development of assessment and remediation guidelines for contaminated soils, a review of science. *Can. J. Soil Sci. 72*: 359–394.

Sheppard, S.C., W.G. Evenden, S.A. Abboud et M. Stephenson. 1993. A plant life-cycle bioassay for contaminated soil, with comparison to other bioassays: mercury and zinc. *Arch. Environ. Contam. Toxicol. 25*: 27–35.

Sheppard, S.C., M.I. Sheppard et G.A. Bird. 1999. Critical load modelling: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn and As emitted by smelters and refineries. Rapport préparé par ECOMatters Inc. pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull, Québec. 120 pp.

Skeaff, J. 1997. Information fournie lors d'une communication personnelle de Pat Doyle, Environnement Canada avec Jim Skeaff, Ressources naturelles Canada, du 27 juin 1997.

Skye, E. 1964. Epifytfloran och Luftfororeningaria. *In*: *Svensk Naturvetenskap Stockholm*, Statens Naturvetenskapliga Forskningsrad. pp. 327–332.

Smit, C.E. et C.A.M. van Gestel. 1996. Comparison of the toxicity of zinc for the springtail *Folsomia candida* in artificial contaminated and polluted field soils. *Appl. Soil Ecol. 3*: 127–136.

Staessen, J., A. Amery, A. Bernard, P. Bruaux, J.-P. Buchet, F. Claeys, P. De Plaen, G. Ducoffre, R. Fagard, R.R. Lauwerys, P. Lijnen, L. Nick, A. Saint Remy, H. Roels, D. Rondia, F. Sartor et L. Thijs. 1991a. Effects of exposure to cadmium on calcium metabolism: a population study. *Br. J. Ind. Med. 48*: 710–714.

Staessen, J., A. Amery, A. Bernard, P. Bruaux, J.-P. Buchet, C.J. Bulpitt, F. Claeys, P. De Plaen, G. Ducoffre, R. Fagard, R.R. Lauwerys, P. Lijnen, L. Nick, A. Saint Remy, H. Roels, D. Rondia, F. Sartor et L. Thijs. 1991b. Blood pressure, the prevalence of cardiovascular diseases, and exposure to cadmium: a population study. *Am. J. Epidemiol. 134(3)*: 257–267.

Staessen, J.A., R.R. Lauwerys, G. Ide, H.A. Roels, G. Vyncke et A. Amery. 1994. Renal function and historical environmental cadmium pollution from zinc smelters. *Lancet 343*: 1523–1527.

Staessen, J.A., H.A. Roels, D. Emelianov, T. Kuznetsova, L. Thijs, J. Vangronsveld et R. Fagard. 1999. Environmental exposure to cadmium, forearm bone density, and risk of fractures: prospective population study. *Lancet 353*: 1140–1144.

Steevens, D.R., L.M. Walsh et D.R. Keeney. 1972. Arsenic phytotoxicity on a Plainfield Sand as affected by ferric sulphate or aluminum sulfate. *J. Environ. Qual. 1*: 301–303.

Stokes, P.M. 1981. Multiple metal tolerance in copper tolerant green algae. *J. Plant Nutr. 3*: 667–678.

Stone, R.A., G.M. Marsh, M.J. Gula, C.K. Gause et N.A. Esmen. 1997. Quantifying individual-level lifetime residential exposure to smelter emissions in four Arizona copper smelter communities: missing data issues. *In*: B.L. Johnson, C. Xintaras and J.S. Andrews Jr. (eds.), *Hazardous waste: impacts on human and ecological health*. Princeton Scientific Publishing Co., Inc., Princeton, New Jersey. pp. 201–214.

Suedel, B.C., J.H. Rodgers et E. Deaver. 1997. Experimental factors that affect toxicity of cadmium to freshwater organisms. *Arch. Environ. Contam. Toxicol. 33*: 188–193.

Suter, G.W. et C.L. Tsao. 1996. *Toxicological benchmarks for screening potential contaminants of concern for effects on aquatic biota: 1996 re*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. (ES/ER/TM-96/R2).

Takenaka, S., H. Oldiges, H. Konig, D. Hochrainer et G. Oberdorster. 1983. Carcinogenicity of cadmium chloride aerosols in W rats. *J. Nat. Cancer Inst. 70*: 367–373.

Taylor, G.J. 1989. Multiple metal stress. *In*: *Triticum aestivum*. Differentiation between additive, multiplicative, antagonistic, and synergistic effects. *Can. J. Bot. 67*: 2272–2276.

Taylor, G.J. et K.J. Stadt. 1990. Interactive effects of cadmium, copper, manganese, nickel, and zinc on root growth of wheat (*Triticum aestivum*) in solution culture. *Plant & Soil* (sur épreuves).

Taylor, G.J., K.J. Stadt et M.R.T. Dale. 1992. Modelling the interactive effects of aluminum, cadmium, manganese, nickel and zinc stress using the Weibull frequency distribution. *Environ. Exper. Biol. 32*: 281–293.

Tessier, A., J. Buffle et P.G.C. Campbell. 1994. Uptake of trace metals by aquatic organisms. In: J. Buffle et R.R. De Vitre (eds.), Chemical and biological regulation of aquatic systems. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Trepka, M.J., J. Heinrich, C. Schulz, C. Krause, M. Popescu, M. Wjst et H.-E. Wichmann. 1996. Arsenic burden among children in industrial areas of eastern Germany. *Sci. Total Environ. 180*: 95–105.

Trepka, M.J., J. Heinrich, C. Krause, C. Schulz, U. Lippold, E. Meyer et H.-E. Wichmann. 1997. The internal burden of lead among children in a smelter town — A small area analysis. *Environ. Res. 72(2)*: 118–130.

Tsuchiya, K. 1978. *Cadmium studies in Japan: A review*. Kodansha Ltd., Tokyo.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1980a. *Ambient water quality criteria for silver*. Office of Water Regulations and Standards, Washington.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1980b. *Ambient water quality criteria for thallium*. Office of Water Regulations and Standards, Washington.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1984. *Ambient water quality criteria for cadmium*. Office of Water Regulations and Standards, Washington.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1985a. *Ambient water quality criteria for copper*. Office of Water Regulations and Standards, Washington.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1985b. *Ambient water quality criteria for lead*. Office of Water Regulations and Standards, Washington.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1986. *Ambient water quality criteria for nickel*. Office of Water Regulations and Standards, Washington.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1987. *Ambient water quality criteria for zinc*. Office of Water Regulations and Standards, Washington.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1995. *Water quality standards; establishment of numeric criteria for priority toxic pollutants*. (Federal Register 40 CFR Part 131. 04 May 1995).

van Frankenhuyzen, K. et G.H. Geen. 1987. Effects of low pH and nickel on growth and survival of the shredding caddisfly *Clistoronia magnifera* (Limnephilidae). *Can. J. Zool. 65*: 1729–1732.

van Gestel, C.A.M., W.A. van Dis, E.M. Dirven-van Breemen, P.M. Sparenburg and R. Baerselman. 1991. Influence of cadmium, copper, and pentachlorophenol on growth and sexual development of *Eisenia fetida* (Oligochaeta; Annelida). *Biol. Fertil. Soils, 12*: 117–121.

Vavilin, D.V., V.A. Polynov, D.N. Matorin and P.S. Venediktov. 1995. Sublethal concentrations of copper stimularte photosystem II photoinhibition in *Chlorella pyrenoidosa*. *J. Plant Physiol. 146*: 609–614.

Vocke, R.W., K.L. Sears, J.J. O'Toole and R.B. Wildman. 1980. Growth responses of selected freshwater algae to trace elements and scrubber ash slurry generated by coal-fired power plants. *Water Res. 14*: 141–150.

Waalkes, M.P., S. Rehm, C.W. Riggs, R.M. Bare, D.E. Devor, L.A. Poirier, M.L. Wenk et J.R. Henneman. 1989. Cadmium carcinogenesis in male Wistar [Crl:(WI)BR] rats: dose–response analysis of

effects of zinc on tumour induction in the prostate, in the testes, and at the injection site. *Cancer Res. 49:* 4282–4288.

Wallace, J.M. et P.V. Hobbs. 1977. *Atmospheric science: an introductory survey.* Academic Press, Orlando, Florida. 467 pp.

Walsh, L.M., W.H. Erhardt et H.D. Seibel. 1972. Copper toxicity in snapbeans (*Phaseolus vulgaris* L.). *J. Environ. Qual. 1*: 297–200.

Wang, W.C., Y.L. Yung, A.A. Lacis, T. Mo et J.E. Hansen. 1976. Greenhouse effects due to man-made perturbations of trace gases. *Science 194*: 685–689.

Welbourn, Pamela. 1996. *A review of the direct and indirect effects on wildlife from copper/zinc smelter and refinery releases into aquatic or terrestrial ecosystems.* May 14, 1996. Welbourn Consulting, Peterborough, Ontario. 133 pp.

Welsh, P.G., J.L. Parrott, D.G. Dixon, P. Hodson, D. Spry et G. Mierle. 1996. Estimating acute copper toxicity to larval fathead minnow in soft water from measurements of dissolved organic carbon, calcium and pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53*: 1263–1271.

Wetzel, A. et D. Werner. 1995. Ecotoxicological evaluation of contaminated soil using the legume root nodule symbiosis as effect parameter. *Environ. Toxicol. Water Qual. 10*: 127–133.

WGAQOG (Groupe de travail fédéral-provincial chargé des directives et des objectifs visant la qualité de l'air). 1999. *National ambient air quality objectives for particulate matter. Part 1: science assessment document.* Préparé pour le Comité consultatif fédéral-provincial de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.* (ISBN: 0-662-26715-X. N°. cat. H46-2/98-220-1F).

OMS (Organisation mondiale de la santé). 1987. *1st ed. WHO Air Quality Guidelines for Europe*, OMS, Copenhague, Danemark.

OMS (Organisation mondiale de la santé). 1995. *Environmental health criteria 165. Inorganic lead.* International Programme on Chemical Safety, Genève, Suisse.

OMS (Organisation mondiale de la santé). 2000. *2nd ed. WHO Air Quality Guidelines for Europe*, OMS, Copenhague, Danemark. (sous presse).

Whyte, J.R., Jr., G.H. Geiger et K. Seshan. 1984. The nature and source of copper smelter particulate emissions. *Metall. Trans. B* 15(4): 617–622.

Wilke, B.-M. 1988. Long-term effect of inorganic pollutants on microbial activity of a sandy cambisol. *Z. Pflanzenernahr. Bodenk. 151*: 131–136.

Witmer, C. 1991. Panel discussion: mechanisms and health effects of chromium. *Environ. Health Perspect. 92*: 87–89 [cité par Hughes *et al.*, 1994b].

WMO (World Meteorological Organization). 1998. *Scientific assessment of ozone depletion: 1998. Volume 1. Report no. 44 of the global ozone research and monitoring project.*

Wong, O., M.D. Whorton, D.E. Foliart et R. Lowengart. 1992. An ecologic study of skin cancer and environmental exposure. *Int. Arch. Occup. Environ. Health 64*: 235–241.

Woolson, E.A. 1973. Arsenic phytotoxicity and uptake in six vegetable crops. *Weed Sci. 21*: 524–527.

Wulff, M., U. Hogberg et A. Sandstrom. 1996a. Cancer incidence for children born in a smelting community. *Acta Oncologica 35(2)*: 179–183.

Wulff, M., U. Hogberg et A. Sandstrom-Holmgren. 1996b. Congenital malformations in the vicinity of a smelter in northern Sweden, 1973–1990. *Pediatr. Perinat. Epidemiol. 10*: 22–31.

Wulff, M., U. Hogberg et H. Stenlund. 1999. The effect of smelter work on fecundity. *J. Occup. Environ. Med. 41(8)*: 678–685.

Xiao, H.-P. et Z.-Y. Xu. 1985. Air pollution and lung cancer in Liaoing Province, People's Republic of China. *Nat. Cancer Inst. Monogr. 69*: 53–58.

Xu, Z.-Y., W.J. Blot, H.-P. Xiao, A. Wu, Y.-P. Feng, B.J. Stone, J. Sun, A.G. Ershow, B.E. Henderson et J.F. Fraumeni Jr. 1989. Smoking, air pollution, and the high rates of lung cancer in Shenyang, China. *JNCI 81*: 1800–1806.

Yankel, A.J., I.H. von Lindern et S.D. Walter. 1977. The Silver Valley lead study: the relationship between childhood blood lead levels and environmental exposure. *J. Air Pollut. Control Assoc. 27(8)*: 763–767.

Zitko, V., W.V. Carson et W.G. Carson. 1975. Thallium: occurrence in the environment and toxicity of fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13*: 23–30.

Zoltai, S.C. 1988. Distribution of base metals in peat near a smelter at Flin Flon Manitoba Canada. *Water Air Soil Pollut. 37(1-2)*: 217–228.

Zwozdziak, J. et A. Zwozdziak. 1986. Trace metals in the atmosphere and atmospheric deposition in the vicinity of a coal-fired power plant and a copper smelter. Environ. *Prot. Eng. 12(2)*: 99–108.

ANNEXE A. STRATÉGIES DE RECHERCHE UTILISÉE POUR RELEVER LES DONNÉES PERTINENTES

Évaluation sur l'environnement

Les données utiles à l'évaluation du caractère « toxique » ou non des rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc pour l'environnement, au sens de la LCPE, ont été trouvées à partir des documents actuels de synthèse, de documents de recherche publiés et de recherches dans les bases de données commerciales et étatiques effectuées entre janvier et juin 1996. À moins d'indication contraire, aucune limite d'année n'a été appliquée aux recherches dans les bases de données, et on les a consultées aux dates indiquées. Les bases de données fouillées sont les suivantes :

Aqualine (Water Research Centre, Buckinghamshire; juin 1996), ARET (Accélération de la réduction/élimination des toxiques, Environnement Canada; rapport 1995), ASFA (*Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts, Cambridge Scientific Abstracts*; juin 1996), BIOSIS (*Biosciences Information Services*; juin 1996), Réseau d'approvisionnement et de débouchés d'affaires (Industrie Canada; édition 1994), CAB (Bureaux agricoles du Commonwealth; juin 1996), *Canadian Research Index (Microlog: CRI, Government Publications/Micromedia Ltd.* 1990–mars 1996), *Catalogue of Environmental Data in Atlantic Canada* (Environnement Canada, Région de l'Atlantique; 1996), CESARS (*Chemical Evaluation Search and Retrieval System*, ministère de l'Environnement de l'Ontario et ministère des Ressources naturelles du Michigan; 1996), *Chemical Abstracts (Chemical Abstract Services*; June 1996), ChemINFO (Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail; 1996), CHRIS (*Chemical Hazard Release Information System*; jusqu'à 1985), *CPI Product Profiles (Camford Information Services*; 1996), *Current Contents (Institute for Scientific Information*; 1990–1992, 1996), ELIAS (Système automatisé intégré des bibliothèques de l'Environnement, Bibliothèque d'Environnement Canada; janvier 1996), ENVIRODAT (Environnement Canada; June 1996), Enviroline (*R.R. Bowker Publishing Co.*; novembre 1995–juin 1996), *Environmental Abstracts* (1975 – février 1996), *Environmental Bibliography (Environmental Studies Institute, International Academy at Santa Barbara*; juin 1996), Envirosource (Environnement Canada; mai 1996), GEOREF (*Geo Reference Information System, American Geological Institute*; juin 1996), HSDB (Banque de données sur les substances dandereuses, U.S. *National Library of Medicine*; juin 1996), ICAR (*Inventory of Canadian Agricultural Research*, Conseil de recherches agro-alimentaires du Canada; April 1996), *Life Sciences (Cambridge Scientific Abstracts*; juin 1996), Metadex (*Cambridge Scientific Abstracts*; 1990–juin 1996), NATES (*National Analysis of Trends in Emergencies System*, Environnement Canada; 1996), *Northern Info Network* (juin 1996), CANLIB (Ressources naturelles Canada, NTIS (*National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce*; June 1996), *Pollution Abstracts (Cambridge Scientific Abstracts*, U.S. National Library of Medicine; juin 1996), POLTOX (Cambridge Scientific Abstracts, U.S. *National Library of Medicine*; 1990–1995), REPEN (Répertoire informatisé des bases de données environnementales sur le Fleuve Saint-Laurent (Environnement Canada, Région de Québec; 1996), RTECS (*Registry of Toxic Effects of Chemical Substances*, U.S. *National Institute for Occupational Safety and Health*; 1996), *Synopsis of the Northern Contaminants Program* (éditions 1992/93 et 1993/94), Toxline (U.S. *National Library of Medicine*; juin 1996), TRI93 (*Toxic Chemical Release Inventory*, U.S. *Environmental Protection Agency, Office of Toxic*

Substances; juin 1996), USEPA-ASTER (*Assessment Tools for the Evaluation of Risk*, U.S. *Environmental Protection Agency*; jusqu'à décembre 1994), USEPA-ECOTOX (y compris AQUIRE; U.S. *Environmental Protection Agency*; jusqu'à septembre 1995), USEPA-*National Catalog* (U.S. *Environmental Protection Agency*; février 1996), WASTEINFO (*Waste Management Information Bureau of the American Energy Agency*; 1973–septembre 1995), *Water Resources Abstracts* (juin 1996).

Deux banques de données ont été évaluées pour quantifier les rejets. Ce sont les données pour 1995 et 1996 recueillies par l'INRP et les données pour 1995 recuillies par le SIDR. On a aussi obtenu des données de l'industrie par le biais de deux questionnaires. Les données reçues après novembre 1999 n'ont pas été considérées dans la présente évaluation.

Les documents préparés en complément à la partie environnementatale de la présente évaluation sont :

Acute and Chronic Effects of Sulphur Dioxide on Vegetation: Critical Toxicity Values (CTVs) and Estimated No-Effects Values (ENEVs). Préparé par Phytotoxicology Consultant Services Ltd.

Assessment of SO_2 Releases from Copper Smelters, Refineries and Zinc Plants. Préparé par SENES Consultants Ltd.

Atmospheric Dispersion Modelling for the Assessment of Two Priority Substances - Releases from Copper and Zinc Smelters and Refineries. Préparé par SENES Consultants Ltd.

Critical Load Modelling: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn and As Emitted by Smelters and Refineries. Préparé par ECOMatters Inc.

Effects characterization: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn and As. Préparé par ECOMatters Inc.

Estimating Bioavailability of Trace Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Préparé par W. Hendershot, Université McGill.

PSL2 Assessment of Copper and Zinc Refinery Effluents. Préparé par Beak International Inc.

Report on site visits to HBM&S Flin Flon, Inco Copper Cliff, Noranda Horne and Noranda Gaspe facilities. Préparé par SENES Consultants Ltd.

A Review of the Direct and Indirect Effects on Wildlife from Copper/Zinc Smelter and Refinery Releases into Aquatic or Terrestrial Ecosystems. Préparé par Welbourn Consulting.

Summary of Effects Related to Historic Releases from Canadian Zinc and Copper Smelters and Refineries. Préparé par J. Sanderson.

Summary of Empirical Data and Data Handling Methods Used in the PSL Assesments of Releases from Copper Smelters and Refineries and Zinc Plants. Prepared by the Chemicals Evaluation Division, Environment Canada.

Évaluation sur la santé

L'objectif de l'évaluation était de mesurer les effets potentiels des rejets actuels de substances par les fonderies et affineries de cuivre et les usines d'élaboration du zinc au Canada. À cette fin, on a approché les compagnies qui exploitent ces installations en 1998 pour obtenir des données environnementales récentes et ainsi être à même de caractériser l'exposition récente ainsi que les risques à la santé qui y sont associés pour les populations vivant à leur proximité. Les demandes d'information avaient trait aux niveaux de diverses substances dans l'atmosphère (y compris de plusieurs métaux lourds, du SO_2 et des MP) rejetées par ces installations, et aux données sur d'autres sujets pertinents

Pour trouver les études épidémiologiques sur les effets sur la santé chez les populations vivant à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc, des études bibliographiques ont été effectuées en avril 1996 en cherchant les mots « smelter* ou refiner* et (epi* ou morb* ou mortal*) » dans les banques de données suivantes : *Cancerlit* (*National Cancer Institute's International Cancer Information Centre*, U.S.A.), Embase (*Elsevier Science*), *Enviroline* (*R.R. Bowker Publishing Co.*), *Environmental Bibliography* (*Environmental Studies Institute, International Academy at Santa Barbara*), *Medline* (U.S. *National Library of Medicine*), *Pollution Abstracts* (*Cambridge Scientific Abstracts*, U.S. *National Library of Medicine*), *Science Citation Index* (*Institute for Scientific Information*) et *Toxline* (U.S. *National Library of Medicine*). En plus de l'information trouvée dans ces sources, J.P. Hughes de l'université de Washington a gracieusement fourni les rapports inédits des études de Polissar *et al.* (1979) et de Hartley et Enterline (1981)

Les études épidémiologiques sur les populations vivant à proximité des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc publiées après avril 1996 ont été trouvées en cherchant les mots « smelter* ou refiner* et (epi* ou morb* ou mortal*) », à l'aide d'un profil DSI (diffusion sélective de l'information) exécuté deux fois par année dans les banques de données suivantes : *Canadian Research Index*, CCRIS (*Chemical Carcinogenesis Research Information System*, U.S. *National Cancer Institute*), *Dialog*, EMIC (*Environmental Mutagen Information Center database, Oak Ridge National Laboratory*) et GENETOX (*Genetic Toxicology, Office of Toxic Substances*, U.S. *Environmental Protection Agency*), et en fouillant les mises-à-jour par CD-ROM de *Medline* (mensuel) et de *Toxline Plus* (trimestriel).

En outre, tous les rapports trouvés dans les sources ci-dessus ont fait l'objet d'une recherche manuelle pour y relever les études pertinentes.

On n'a pas tenu compte des données de surveillance et des données épidémiologiques pertinentes à l'évaluation du caractère « toxique » des rejets des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc pour la santé humaine obtenues après février 2000.

L'information relative aux effets sur la santé de l'exposition et l'exposition-réponse de chaque substance a été tirée des évaluations effectuées en vertu du progamme d'évaluation de la LSIP et d'autres progammes nationaux et internationaux. Pour la sélection des évaluations de chaque substance, les critères retenus étaient une méthode qui se conforme aux principes sur lesquels les évaluations sur la santé de la LSIP sont fondées (par exemple, le fait que l'évaluation ait été strictement fondée sur la santé), une évaluation qui mette l'accent sur l'inhalation comme voie d'exposition, que des mesures quantitatives aient été élaborées pour la réponse à l'exposition et la date récente à laquelle l'évaluation a été faite. C'est ainsi que les évaluations sélectionnées comprennent celles faites en vertu du programme LSIP pourl'As (EC/SBC, 1993), le Cd (EC/SC, 1994a), le Cr (EC/SC, 1994c), le Ni (EC/SC, 1994b) et les matières particulaires inhalables (EC/SC, 2000), ainsi que les Recommandations pour la qualité de l'air pour

l'Europe de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2000) pour le Pb et le SO_2. Aucune tentative n'a été faite pour trouver de nouvelles données pouvant modifier les conclusions des présentes évaluations.

TABLEAU 1 Installations de production de cuivre dont les rejets ont été évalués

Usine	Type	Endroit	Production de cuivre (t/a)	Année	Effluent assujetti aux REMM	Source (Prod.)
Noranda Horne	Fonderie de cuivre	Rouyn-Noranda, Qué.	213 000	95	Oui	A
Falconbridge Kidd Creek	Fonderie de cuivre	Kidd Creek (Timmins), Ont.	99 000	96	Oui	A
Hudson Bay Mining & Smelting	Fonderie de cuivre	Flin Flon, Man.	74 000	95	Oui	B
Noranda Gaspé	Fonderie de cuivre	Murdochville, Que.	103 000	95	Oui	A
Inco Copper Cliff	Fonderie de nickel/cuivre	Copper Cliff (Sudbury), Ont.	120 000 plus 75 000 matte de sulfure de Ni		Oui	C
Falconbridge	Fusion de mattes nickel/cuivre	Falconbridge (Sudbury), Ont.	60 000 mattes (~55 % Cu)	95	Oui	A B
Noranda Canadian Copper Refinery	Électroaffinerie de cuivre	Montréal Est, Qué.	347 000	95	Oui	A
Falconbridge Kidd Creek	Électroaffinerie de cuivre	Kidd Creek (Timmins), Ont.	104 000	95	Oui	B
Inco Copper Cliff	Électroaffinerie de cuivre	Copper Cliff (Sudbury), Ont.	88 000	93	Oui	B
Inco Copper Cliff	Usine d'électroextraction de cuivre	Copper Cliff (Sudbury), Ont.	15 000		Oui	C

Sources des données de production :

A - Environnement Canada, 1997b.

B - Hatch Associates, 1997.

C – Données récentes approximatives, Skeaff, 1997.

TABLEAU 2 Usines d'élaboration du zinc dont les rejets ont été évalués

Usine	Type	Endroit	Production de zinc (t/a)	Année	Effluents assujettis aux REMM	Source (Prod.)
Cominco	EGL/ELP	Trail, C.-B.	264 000	95	non	A
Noranda Canadian Electrolytic Zinc (CEZinc)	EGL	Valleyfield, Qué.	223 000	95	non	A
Falconbridge Kidd Creek	EGL/ELP	Kidd Creek (Timmins), Ont.	131 000	96	oui	A
Hudson Bay Mining & Smelting	ELP	Flin Flon, Man.	93 000	95	oui	B

Abréviations: EGL = Usine d'électroextraction par grillage et lixiviation; ELP = Usine d'électroextraction par lixiviation sous pression

Sources des données de production : A - Environnement Canada, 1 997b. B - Hatch Associates, 1997.

TABLEAU 3 Rejets d'anhydride sulfureux dans l'atmosphère en 1995[1]

Usine	Émissions de SO_2 en 1995 (tonnes/année)
Fonderies de cuivre	
Noranda Horne	169 532
Noranda Gaspé	43 200
HBM&S Flin Flon	162 107
Falconbridge Sudbury	45 000
Inco Sudbury	236 000
Falconbridde Kidd Creek	5 230
Affineries de cuivre	
Noranda CCR	Pas de données
Falconbridge Kidd Creek	1 300
Inco Sudbury	<10
Usines d'élaboration du zinc	
Noranda CEZinc	3 300
HBM&S Flin Flon	0
Falconbridge Kidd Creek	960
Cominco Trail	1 752

Sources des données:

[1] Les données présentées sont fondées sur des données non publiées provenant du Système d'inventaire des déversements résiduaires (SIDR, 1995), du rapport annuel du Programme de pluies acides de l'est du Canada (Environnement Canada, 1995) et de renseignements additionnels fournis par les exploitants des usines.

TABLEAU 4 Rejets de métaux dans l'atmosphère en 1995. Ces chiffres ont été utilisés pour la modélisation de la dispersion[1]

Usine	Métal (tonnes/année)					
	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As
Fonderies de cuivre						
Noranda Horne	123	100	1,4	355	4,7	39
Noranda Gaspé	1,4	2,8	0,78	17	0,22	16
HBM&S Flin Flon	62	58	ND	31	6,0	4,5
Falconbridge Sudbury	9,0	1,9	10,2	13,8	4,5	1,0
Inco Sudbury[2]	132	9,5	87	39	2,4	48
Falconbridge Kidd Creek	29	4,8	0,2	9,4	0,44	0,78
Affineries de cuivre						
Noranda CCR	2,6	ND	0,027	1,27	ND	0,086
Falconbridge Kidd Creek	Nég.	nég.	nég.	nég.	nég.	Nég.
Inco Sudbury	28	ND	0	0	ND	1,1
Usines d'élaboration du zinc						
Noranda CEZinc	0,7	106	ND	0,9	0,9	0,2
HBM&S Flin Flon	0	0	ND	0,12	0,004	0
Falconbridge Kidd Creek	0,16	8,3	0,013	0,06	0,03	4,8
Cominco Trail[3]	ND	18	ND	0,25	0,015	ND

ND - Indéterminé; nég. - négligeable

Notes :

[1] Les données sur les émissions de métaux traces sont fondées surtout sur les données de l'INRP (INRP, 1995) en plus de données fournies par les exploitants des usines. Les chiffres ont été arrondis pour la présentation.

[2] Les chiffres sont fondés sur les résultats moyens de deux échantillonnages de la cheminée principale de l'Inco, l'un de 1994, l'autre de 1996. Il faut noter que ces valeurs diffèrent considérablement de celles rapportées à l'INRP en 1995 pour le complexe de la fonderie (Inco rapporte les rejets de l'affinerie de cuivre séparément). Les chiffres de l'INRP (1995) pour le complexe de la fonderie étaient de : Cu-107,04; Zn-15,65; Ni-417,76; Pb-68,23; Cd-ND; As-7,32 tonnes.

[3] La Cominco à Trail est une usine combinée qui compte une usine de traitement du zinc et du plomb. Les données de l'INRP regroupent les données sans faire de distinction entre les usines. Par conséquent, les valeurs présentées sont fondées sur les données attribuées à la source fournies par les exploitants des usines en réponse à un questionnaire d'Environnement Canada. On pense que la liste des sources d'émissions fournies pour l'usine d'élaboration du zinc était incomplète, ce qui a entraîné une sous-estimation des émissions de cette usine. Aux fins de comparaison, des estimationss plus précises des émissions de métaux pour l'usine d'élaboration du zinc de la Cominco en 1998 (communication personnelle avec les opérateurs de l'usine) étaient : Zn-125; Pb-0,36; Cd-0,124; As-0 tonnes. Les exploitants soulignent que les estimations de 1998 sont fondées sur les émissions des sources ponctuelles pour chaque usine (zinc et plomb). Il s'agit là d'une simplification à cause des nombreux flux de recyclage entre les opérations pour le zinc et pour le plomb. Ces chiffres sont donc très incertains.

TABLEAU 5 Rejets de matières particulaires totales (MPT), matières particulaires de moins de 10 µm (MP_{10}) et matières particulaires de moins de 2,5 µm ($MP_{2,5}$), dans l'atmosphère en 1995[1,2]

Usine	Matières particulaires totales				MP_{10}	$MP_{2,5}$[3]
	(tonnes / année)	Pourcentage			(tonnes/ année)	(tonnes/ année)
		Fugitives	Cheminée basse	Cheminée haute[4]		
Fonderies de cuivre						
Noranda Horne	1 339	-	2	98	1 091	866
Noranda Gaspé	430	-	-	100	301	117
HBM&S Flin Flon	717	48	-	52	427	180
Falconbridge Sudbury	1 181	42	6	52	857	665
Inco Sudbury	7 052	7	2	91	6 654	5 531
Falconbridge Kidd Cr.	504	99	1	-	187	97
Affineries de cuivre						
Noranda CCR	7,1	-	100	-	5,2	4,0
Falconbridge Kidd Cr.	--------- intégrées aux rejets de la fonderie de cuivre --------					
Inco Sudbury[5]	--------- intégrées aux rejets de la fonderie de cuivre --------					
Usines d'élaboration du zinc						
Noranda CEZinc	153	-	100	-	119	107
HBM&S Flin Flon	78	100	-	-	67	23
Falconbridge Kidd Cr.	--------- intégrées aux rejets de la fonderie de cuivre --------					
Cominco Trail	156	-	100	-	134	115

Sources des données et notes :

[1] Données du SIDR (1995). Les valeurs ont été arrondies pour la présentation. La fiabilité de ces données n'ayant pas été établie, certaines d'entre elles sont d'une très grande incertitude.

[2] Certaines valeurs comportent des sources associées aux usines et rapportées par elles mais qui ne font pas l'objet de la présente étude. Comte tenu de l'incertitude des chiffres, une évaluation plus rigoureuse de l'attribution à la source n'était pas justifiée et, dans certains cas, était écartée.

[3] Il faut également noter que les MP (la plupart sous forme de $MP_{2,5}$) peuvent être formées par la condensation des gaz des fonderies déversés dans l'atmosphère. Par conséquent, l'attribution de $MP_{2,5}$ dans le milieu fondée sur les émissions pourraient sous-estimer la portion due aux procédés de fonderie.

[4] « Cheminée haute », dans la présente évaluation, veut dire de plus de 30 mètres.

[5] Les matières particulaires totales pour l'Inco de Sudbury incluent les émissions du complexe de fonderie, la fonderie de cuivre et la fonderie de zinc.

Tableau 6 Rejets dans l'atmosphère en 1995 de dioxyde carbone (CO_2), d'oxyde nitreux (N_2O), de méthane (CH_4) et d'autres composés organiques volatils (COV)[1]

Usine	Déversements de 1995 (tonnes/année)			
	CO_2	N_2O (en équivalents de CO_2)[2]	CH_4 (en équivalents de CO_2)[2]	VOC
Fonderies de cuivre				
Noranda Horne	105 210	490	36	2,08
Noranda Gaspé	120 090	1 630	95	1,37
HBM&S Flin Flon	NR	NR	NR	NR
Falconbridge Sudbury	NR	NR	NR	1,81
Inco Sudbury	NR	NR	NR	3,03
Falconbridge Kidd Creek	NR	NR	NR	4,62
Affineries de cuivre				
Noranda CCR	80 917	264	43	2,05
Falconbridge Kidd Creek	NR	NR	NR	Intégrées aux données de la fonderie de Cu
Inco Sudbury	NR	NR	NR	Intégrées aux données de la fonderie de Cu
Usines d'élaboration du zinc				
Noranda CEZinc	42 288	437	21	1,16
HBM&S Flin Flon	NR	NR	NR	NR
Falconbridge Kidd Creek	NR	NR	NR	Intégrées aux données de la fonderie de Cu
Cominco Trail	NR	NR	NR	NR

NR – Émissions non rapportées

Sources des données et notes :

[1] Données obtenues du Système d'inventaire des déversements résiduels (SIDR, 1995).

[2] Afin de faciliter l'interprétation de leur influence potentielle sur les changements climatiques, les chiffres pour le N_2O et le CH_4 ont été convertis en équivalents de CO_2 au moyen de multiplicateurs de réchauffement global potentiel de 310 et 21, respectivement (Jaques *et al.*, 1997).

Tableau 7 Charges annuelles des constituants de l'effluent (tonnes/année)

Constituant du déversement	Année	Noranda CCR vers SEEU de Montréal[1]	SEEU Montréal vers fleuve St-Laurent[2]		Noranda CEZinc vers fleuve St-Laurent (Canal Beauharnois)[3]		Cominco Trail vers rivière Columbia			
			Total	% CCR		Toutes retombées combinées[4]	Exutoire CII[5]		Exutoire CIII[6]	
							Total	% opér. zinc	Total	% opér. zinc
Cuivre	1995	0 ,20	23,9	1,39	0,241	324	-	-	-	-
	1996	1,45	25,9	-	0,780	15,5	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-	0,66	0,26	71	0,40	82
Zinc	1995	-	-	-	3,24	1 837	-	-	-	-
	1996	-	-	-	4,11	137	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-	53,1	36,4	91	14,1	99
Nickel	1995	0,094	7,20	1,04	-	-	-	-	-	-
	1996	0,400	8,60		-	-	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Plomb	1995	0,041	3,20	0,31	0,138	56,3	-	-	-	-
	1996	0,050	3,50	-	0,0	36,7	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-	7,00	2,57	37	4,43	98
Cadmium	1995	0,006	0,40	0,07	0,013	2 36	-	-	-	-
	1996	0,010	0,50	-	0,010	1,91	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-	0,51	0,24	25	0,27	95
Arsenic	1995	0,093	1,20	9,75	-	11,6	-	-	-	-
	1996	0,150	1,00	-	-	3,08	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-	0,92	0,18	46	0,74	84
Chrome	1995	0,014	5,40	0,12	-	-	-	-	-	-
	1996	0,010	8,10	-	-	-	-	-	-	-
	1998	-		-	-	-	-	-	-	-
Mercure	1 995	-	-	-	0,002	0,06	-	-	-	-
	1996	-	-		0,0	0,05	-	-	-	-
	1 998	-	-		-	0,05	0,01	46	0,04	84
Sélénium	1995	3,58	23,9	2,30	100	-	-	-	-	-
	1996	9,82	25,9	1.70	-	-	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Constituant du déversement	Année	Noranda CCR vers SEEU de Montréal[1]	SEEU Montréal vers fleuve St-Laurent[2]		Noranda CEZinc vers fleuve St-Laurent (Canal Beauharnois)[3]		Cominco Trail vers rivière Columbia			
			Total	% CCR		Toutes retombées combinées[4]	Exutoire CII[5]		Exutoire CIII[6]	
							Total	% opér. zinc	Total	% opér. zinc
Argent	1995	0,23	2,00	0,26	-	-	-	-	-	-
	1996	0,030	1,10	-	-	-	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-		-	-	-	-
Thallium	1995	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1996	-	-		-	-	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-	3,42	0,0	-	3,42	77
Ammoniac	1995	-	-	-	24,0	500	-	-	-	-
	1996	-	-		21,8	446	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-	122	0,0	-	35,8	74
Fluoride	1995	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1996	-	-		-	-	-	-	-	-
	1998	-	-	-	-	-	0,0	-	88,7	85

Sources des données :

[1] SIDR (1995, 1996) et données du CCR de la Noranda.

[2] Deschamps *et al.* (1998) et (a) ci-dessus.

[3] SIDR (1995, 1996) et données de la Noranda pour CEZinc.

[4] SIDR (1995, 1996) et données de la Cominco, Trail Operations.

[5] Cominco, Trail Operations, données sur la charge volumique et l'écoulement des égouts.

Tableau 8 Facteurs appliqués aux charges annuelles pour estimer les charges volumiques maximum à court terme (charges maximum mensuelles et moyenne de quatre jours)

Paramètre	Période de base	Rapport de la moyenne à court terme maximum à la moyenne annuelle des charges volumiques		
		Noranda CEZinc[1]	Cominco Trail	
			Exutoire CII[2]	Exutoire CIII[3]
Cuivre	Un mois	3,9	2,03	1,79
	Quatre jours	-	6,40	3,42
Zinc	Un mois	1,7	2,13	2,00
	Quatre jours	4,76	3,92	5,54
Plomb	Un mois	-	2,57	1,39
	Quatre jours	-	5,99	3,15
Cadmium	Un mois	2,4	1,87	1,43
	Quatre jours	-	6,82	3,98
Arsenic	Un mois	-	1,38	1,73
	Quatre jours	-	2,85	5,41
Mercure	Un mois	6,2	2,95	2,08
	Quatre jours	-	5,94	5,37
Sélénium	Un mois	2,8	-	-
	Quatre jours	-	-	-
Thallium	Un mois	-	-	3,09
	Quatre jours	-	-	19,3
Ammoniac	Un mois	-	-	1,28
	Quatre jours	-	-	2,26
Fluoride	Un mois	-	-	1,13
	Quatre jours	-	-	1,67

Sources de données et notes :

[1] Données de Noranda CEZinc (1995).

[2] Données de Cominco, Trail Operations (1998).

[3] Majoré par une alerte au thallium en avril 1998.

TABLEAU 9 Concentrations de métaux et d'autres composants dans les effluents non dilués

Constituant du déversement	Noranda CCR 1995[2]	Noranda CEZinc 1995 Combinés[3]	Cominco Trail – 1998[4]	
			Exutoire CII	Exutoire CIII
Cuivre (µg/L) :				
Moyenne annuelle	31	3,8	8,6	11,0
Moyenne max. 1 mois	-	14,9	19,0	20,0
Max moyenne 4 jours	-	-	43	31,1
% moyen dis./ads.[1]	-	-	65	62
Zinc (µg/L) :				
Moyenne annuelle	-	51,4	1194	390,3
Moyenne max. 1 mois	-	91,6	2600	767
Moyenne max. 4 jours	-	258	3615	1781
% moyen dis./ads.[1]	-	91	38	59
Nickel (µg/L) :				
Moyenne annuelle	9	-	-	-
% moyen dis./ads.[1]	-	-	-	-
Plomb (µg/L) :				
Moyenne annuelle	4	2,2	84,6	122,7
Moyenne max. 1 mois	-	-	225	166,9
Moyenne max. 4 jours	-	-	392	319
% moyen dis./ads.[1]	-	-	23	34
Cadmium (µg/L) :				
Moyenne annuelle	0,5	0,21	7,9	7,4
Moyenne max. 1 mois	-	0,54	15,1	10,4
Moyenne max. 4 jours	-	-	41,7	24,2
% moyen dis./ads.[1]	-	-	80	81
Arsenic (µg/L) :				
Moyenne annuelle	1	-	6,0	20,4
Moyenne max. 1 mois	-	-	8,8	36,0
Moyenne max. 4 jours	-	-	13,2	91,0
% moyen dis./ads.[1]	-	-	89	79
Chrome (µg/L) :				
Moyenne annuelle	7	-	-	-
% moyen dis./ads.[1]	-	-	-	-
Mercure (µg/L) :				
Moyenne annuelle	-	0,03	0,4	1,0
Moyenne max. 1 mois	-	0,24	1,2	2,1
Moyenne max. 4 jours	-	-	1,7	4,6
% moyen dis./ads.[1]	-	-	-	-
Sélénium (µg/L) :				
Moyenne annuelle	3	39,7	-	-
Moyenne max. 1 mois	-	106	-	-
% moyen dis./ads.[1]	-	-	-	-
Argent (µg/L) :				
Moyenne annuelle	2,7	-	-	-
% moyen dis./ads.[1]	-	-	-	-
Thallium (µg/L) :				
Moyenne annuelle	-	-	0,0	94,8
Moyenne max. 1 mois	-	-	-	306
Moyenne max. 4 jours	-	-	-	1 505
% moyen dis./ads.	-	-	-	94

Constituant du déversement	Noranda CCR 1995[2]	Noranda CEZinc 1995 Combinés[3]	Cominco Trail – 1998[4]	
			Exutoire CII	Exutoire CIII
Ammoniac (µg/L) :				
Moyenne annuelle	-	381	0,0	1 175
Moyenne max. 1 mois	-	-	-	1 232
Moyenne max. 4 jours	-	-	-	1 843
% moyen dis./ads.	-	-	-	100
Fluoride (µg/L) :				
Moyenne annuelle	-	-	0,0	2 457
Moyenne max. 1 mois	-	-	-	2 703
Moyenne max. 4 jours	-	-	-	3 376
% moyen dis./ads.	-	-	-	100

Notes :

[1] Pourcentage de la concentration totale dissoute, plus la portion particulaire adsorbée, selon le K_d et les solides en suspension dans l'effluent.

[2] Les moyennes annuelles sont fondées sur des échantillons combinés hebdomadaires (Deschamps *et al.*, 1998). Les concentrations moyennes maximales mensuelles et de quatre jours ont été estimées à partir de la charge et de l'écoulement moyens maximum mensuels et de quatre jours pour la période correspondante.

[3] Concentrations calculées selon la charge annuelle (INRP) ÷ décharge annuelle, établie à partir d'échantillons hebdomadaires combinés analysés dans deux effluents. Les concentrations moyennes maximum mensuelles et de 4 jours ont été estimées à partir de la charge moyenne maximum mensuelle ou de 4 jours pour la période correspondante.

[4] Concentrations calculées selon la charge quotidienne moyenne (données de Cominco) ÷ décharge moyenne quotidienne.

TABLEAU 10 Moyenne des concentrations de SO_2 pendant le cycle végétatif aux postes de surveillance à proximité des installations de production de cuivre et de zinc [1]

Usine	Année	Attribution à la source (%)	Poste de surveillance I.D.	Distance (km) et direction par rapport à l'usine	Nombre total de mesures [2]	% détectés	Concentration ($\mu g/m^3$) [1,2]
Fonderies de cuivre							
Noranda-Gaspé	1997	Fonderie de cuivre– 100 %	Mines Gaspé	1,5 E	4 902	12	**27**
			site MEF	1,7 SE	4 790	12	**24**
Noranda-Horne	1997	Fonderie de cuivre – 100 %	Rouyn Centre	1,5 S	4 947	7	**16**
			Hotel de Ville	1,8 S	4 929	24	**42**
			Parc Mouska	1,8 SO	4 929	2.2	**6**
			Noranda Nord	2,3 NO	4 831	5	**10**
			Parc Tremblay	2,4 SE	4 914	14	**26**
			Rouyn sud-est	2,5 SE	4 975	15	**29**
			Pneus Abitibi	3,2 SE	4 963	25	**23**
HBM&-Flin Flon	1998	Fonderie de cuivre – 100 % Usine de zinc – 0 %	Staff house	0,7 SE	4 848	60	**37**
			Creighton	1,9 SO	4 815	31	**20**
			Hapnot Collegiate	2,1 E	4 193	18	**13**
			Aqua Centre	2,6 NE	4 916	26	10
Affineries de cuivre							
Noranda CCR		Affinerie de cuivre – 100 %	Données non disponibles pour le SO_2				
Usines d'élaboration du zinc							
Noranda CEZinc	1998	Usine de zinc – 100 %	Boul. Cadieux	1,3 E	4 925	41	**27**
			Louis IV Major	1,7 NO	5 000	25	3
Sources combinées							
Région de Sudbury (y compris l'Inco- et Falconbridge-Sudbury)	MEO 1997	Inco: - Fonderie cuivre – 84 %	MEO 77218 Copper Cliff	O Inco 23,4 SO Falc.	5 070	57	**14**
			Falconbridge (1995) (Falc. operated)	21,8 NE Inco 0,7 O Falc.	n/a	n/a	10 - **23**
		- Affinerie cuivre – 0 %	MEO 77225 A. Robinson School	3,0 SE Inco 20,3 SO Falc.	2 085	56	**14**
	Don. Falc. 1995	- Affinerie nickel – 0 % Falconbridge:	MEO 77228 Dozzi Park	3,5 E Inco 20,2 SO Falc.	5 020	42	9
			Sunderland (1995) (Falc. operated)	19,1 NE Inco 4,0 O Falc.	n/a	n/a	2 – **15**

Usine	Année	Attribution à la source (%)	Poste de surveillance I.D.	Distance (km) et direction par rapport à l'usine	Nombre total de mesures [2]	% détectés	Concentration (µg/m³) [1,2]
		- Fonderie cuivre – 16 %	MEO 77203 Science North	4,2 E Inco 19,0 SO Falc.	4 986	43	8
			MEO 77065 Garson	17,5 NE Inco 4,9 SO Falc.	5 127	62	10
			MEO 77016 Ash Street	5,0 NE Inco 18,6 SO Falc.	5 126	61	**15**
			MEO 77201 Mikkola	7,8 SO Inco 29,8 SO Falc.	5 090	62	9
			MEO 77096 Long Lake	8,5 SE Inco 25,0 SO Falc.	5 112	68	**11**
			MEO 77012 Skead	29,3 NE Inco 9,0 N Falc.	5 102	71	**16**
			Wahnapitae (1995) (Falc. operated)	24,6 E Inco 9,7 SE Falc.	N/a	n/a	2 – **15**
			MEO 77075 New Sudbury	10,0 NE Inco 12,2 SO Falc.	5 074	65	**12**
			MEO 77028 Coniston	15,4 E Inco 10,8 S Falc.	5 123	55	9
			MEO 77206 Rayside	13,8 NO Inco 22,7 O Falc.	5 130	51	4
			MEO 77013 Hanmer	22,2 N Inco 14,9 NO Falc.	5 117	46	7
Falc.-Kidd Cr	1997	Fonderie cuivre – 65 %	AMS #5	0,6 SE	4 864	14	**18**
		Affinerie cuivre– 0 %	AMS #6	0,6 S	4 894	1.4	0 – 13
		Usine de zinc – 15 %	AMS #1	1,4 NE	4 918	14	**23**
		Concentrateur – 20 %	AMS #7	1,6 E	4 909	1.7	0 – 13
Cominco-Trail	1998	Usine de zinc– 85 %	Centre-ville	0,8 SE	4 885	78	**25**
		Usine de plomb – 15 %	Trail Hospital	1,2 E	4 889	96	**31**
			Butler Park	1,3 E	4 726	99	**28**
			West Trail	1,4 SE	4 889	99	**36**
			Warfield	2,4 O	4 885	94	**24**
			Glenmerry	3,9 E	4 890	84	**27**
			Oasis	4,3 NO	4 888	98	**15**
			Columbia Gardens	10,5 SE	4 860	99	**22**
			Genelle	12,7 NE	4 887	97	9
			North Port, Wash.	19,0 S	4 692	7	4
			Robson	27,1 N	4 922	63	6

[1] À l'exception des trois postes de surveillance indiqués Falconbridge-Sudbury, toutes les données pour la région de Sudbury ont été fournies par le MEO (courtoisie de Don Racette, Région du Nord). Toutes les autres données ont été fournies par les compagnies. À remarquer toutefois que certains postes de surveillance ne sont pas opérés par les compagnies, notamment le poste opéré par le MEF à Gaspé et le poste Robson près de Trail de la Cominco opéré par l'usine de pâtes et papiers locale.

[2] Le nombre total de mesures renvoie au nombre de valeurs moyennes sur une heure utilisées pour calculer la moyenne du cycle végétatif.

[3] Les concentrations moyennes du cycle végétatif qui dépassent la VESEO (10 µg/m^3) sont en caractères gras. Celles qui dépassent la VCT(21 µg/m^3) sont en caractères gras soulignés. Ces concentrations seuil produisant un effet font l'objet de la Section 2.4.1.1.1.

[4] Pour les données provenant de la HBM&S, de la Cominco et du MEO (région de Sudbury), les valeurs inférieures à la limite de détection ont été corrigées à ½ la limite de détection. Les données pour la Noranda-Gaspé, la Noranda-Horne et Falconbridge-Kidd Creek ont été corrigées pour des erreurs de limite de détection au moyen de la méthode statistique décrite dans le texte. Les données de deux postes de surveillance à Kidd Creek n'ont pu être évaluées de cette façon à cause du manque de mesures. En plus, les données de la Falconbridge-Sudbury étaient insuffisantes pour permettre la correction à la limite de détection. Par conséquent, on présente les plages à l'intérieur desquelles on s'attend à ce que ces moyennes s'inscrivent. Les données de la Noranda CEZinc n'ont pas été corrigées parce que la limite de détection était assez basse (0,5 µg/m^3).

TABLEAU 11 Concentrations moyennes de SO_2 sur une heure pendant le cycle végétatif aux postes de surveillance situés près des installations de production du cuivre et du zinc [1]

Usine	Année	Attribution à la source fondée sur les rejets (%)	Poste de surveillance	Distance (km) et direction par rapport à installation	Nomb. total conc. sur 1 heure	Nombre de valeurs dans la plage de concentrations indiquée [2]		
						<450 µg/m³	450–900 µg/m³	>900 µg/m³
Fonderies de cuivre								
Noranda-Gaspé	1997	Fonderie de cuivre – 100 %	Mines Gaspé	1,5 E	4 902	4 841	58	3
			Poste MEF	1,7 SE	4 790	4 753	29	8
Noranda-Horne	1997	Fonderie de cuivre – 100 %	Rouyn Centre	1,5 S	4 947	4 919	25	3
			Hôtel de Ville	1,8 S	4 929	4 883	42	4
			Parc Mouska	1,8 SO	4 929	4 922	6	1
			Noranda Nord	2,3 NO	4 831	4 825	6	0
			Parc Tremblay	2,4 SE	4 914	4 880	31	3
			Rouyn sud-est	2,5 SE	4 975	4 918	54	3
			Pneus Abitibi	3,2 SE	4 963	4 957	6	0
HBM&S-Flin Flon	1998	Fonderie de cuivre – 100 %	Staff house	0,7 SE	4 848	4 747	66	35
		Usine d'élaboration du zinc – 0 %	Creighton	1,9 SO	4 815	4 753	51	11
			Hapnot Collegiate	2,1 E	4 883	4 862	17	4
			Aqua Centre	2,6 NE	4 916	4 894	17	5
Affineries de cuivre								
Noranda CCR		Affinerie de cuivre – 100 %	Aucune donnée disponible sur le SO_2					
Usines d'élaboration du zinc								
Noranda CEZinc	1998	Usine d'élaboration du zinc – 100 %	Boul. Cadieux	1,3 E	4 925	4 857	60	8
			Louis IV Major	1,7 NO	5 000	5 000	0	0
Sources combinées								
Région de Sudbury (y compris Inco-	Données MEO	Inco: - Fonderie de cuivre – 84 %	OME 77218 Copper Cliff	O Inco 23,4 SO Falc,	5 070	5 053	15	2
			Falconbridge (exploitée par Falc.)	NE Inco 0,7 O Falc,	N/a	~ 5 125 < 650 µg/m³ 11 > 650 µg/m³		
Et Falconbridge-	1997	- Copper refinery – 0 %	MEO 77225 A. Robinson School	SE Inco 20,3 SO Falc,	2 085 (part yr)	2 072	11	2
Sudbury [3])		- Affinerie de nickel – 0 %	MEO 77228 Dozzi Park	E Inco 20,2 SO Falc,	5 020	5 009	10	1
	Falc.	Falconbridge:	Sunderland	NE Inco	N/a	~ 5 136 < 650 µg/m³		

Usine	Année	Attribution à la source fondée sur les rejets (%)	Poste de surveillance	Distance (km) et direction Par rapport à installation	Nomb. total conc. sur 1 heure	Nombre de valeurs dans la plage de concentrations indiquée [2]		
						<450 µg/m³	450–900 µg/m³	>900 µg/m³
	Données 1995	- Fonderie de cuivre – 16 %	(Falc. operated)	4,0 W Falc,		0 > 650 µg/m³		
			MEO 77203 Science North	E Inco 19,0 SO Falc,	4 986	4 977	9	0
			MEO 77065 Garson	NE Inco 4,9 SO Falc,	5 127	5 122	4	1
			MEO 77016 Ash Street	NE Inco 18,6 SO Falc,	5 126	5 108	15	3
			MEO 77201 Mikkola	SO Inco 29,8 SO Falc,	5 090	5 083	5	2
			MEO 77096 Long Lake	SE Inco 25,0 SO Falc,	5 112	5 108	4	0
			MEO 77012 Skead	NE Inco 9,0 N Falc,	5 102	5 091	11	0
			Wahnapitae (exploitée par Falc.)	E Inco 9,7 SE Falc,	N/a	~ 5 136 < 650 µg/m³ 0 > 650 µg/m³		
			MEO 77075 New Sudbury	NE Inco 12,2 SO Falc,	5 074	5 061	13	0
			MEO 77028 Coniston	E Inco 10,8 S Falc,	5 123	5 115	7	1
			MEO 77206 Rayside	NO Inco 22,7 O Falc,	5 130	5 130	0	0
			MEO 77013 Hanmer	N Inco 14,9 NO Falc,	5 117	5 114	3	0
Falc.-Kidd Cr	1997	Fonderie de cuivre – 65 %	AMS #5	0,6 SE	4 864	4 845	18	1
		Fonderie de cuivre – 0 %	AMS #6	0,6 S	4 894	4 894	0	0
		Usine d'élaboration du zinc – 15 %	AMS #1	1,4 NE	4 918	4 888	30	0
		Concentrateur – 20 %	AMS #7	1,6 E	4 909	4 909	0	0
Cominco-Trail	1998	Usine d'élaboration du zinc – 85 %	Downtown	0,8 SE	4 885	4 872	13	0
		Usine de plomb – 15 %	Trail Hospital	1,2 E	4 889	4 882	6	1
			Butler Park	1,3 E	4 726	4 697	28	1
			West Trail	1,4 SE	4 889	4 873	13	3
			Warfield	2,4 O	4 885	4 867	16	2
			Glenmerry	3,9 E	4 890	4 884	4	2
			Oasis	4,3 NO	4 888	4 884	2	2
			Columbia Gardens	10,5 SE	4 860	4 856	4	0
			Genelle	12,7 NE	4 887	4 887	0	0

Usine	Année	Attribution à la source fondée sur les rejets (%)	Poste de surveillance	Distance (km) et direction Par rapport à installation	Nomb. total conc. sur 1 heure	Nombre de valeurs dans la plage de concentrations indiquée [2]		
						<450 µg/m³	450–900 µg/m³	>900 µg/m³
			North Port, Wash. Robson	19,0 S 27,1 N	4 692 4 922	4 692 4 922	0 0	0 0

[1] À l'exception des trois postes de surveillance de la Falconbridge à Sudbury, Toutes les données de la région de Sudbury proviennent du MEO (gracieuseté de Don Racette, Région du Nord). Toutes les autres données proviennent de chacune des compagnies. À remarquer que dans certains cas cependant, les postes de surveillance sont exploités par des organisations autres que les compagnies. Ceux-ci sont le poste exploité par le MEF-à Gaspé et le poste Robson près de la Cominco-Trail qui est exploité par une usine de pulpe et parier locale.

[2] Le nombre de moyennes sur une heure qui dépassent la VESEO (450 µg/m3) sont indiquées en caractères gras. Celles qui dépassent la VCT (900 µg/m3) sont en caractères gras et soulignés. Ces concentration seuil produisant un effet sont traitées dans la section 2.4.1.1.1.

[3] Pour la Falconbridge de Sudbury, seules les données résumées qui présentaient le nombre de dépassements des 650 µg/m3 étaient disponibles.

TABLEAU 12 Résumé annuel des concentrations de SO_2 dans l'air ambiant près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc du Canada

Type d'usine	Usine (Année)	Endroit	Distance (km) et direction, zonage [1]	Nombre de périodes de 24 hres	Moy. Arithm. (µg/m³) [2]	Maximum (µg/m³)	Plage de concentrations [3]	
							0–125 µg/m³	>125 µg/m³
Fonderies de cuivre	Noranda-Gaspé (1997)	Gaspé	1,5 E, Rs	355	33,4 [2]	252	333	22
		Menviq	1,7 SE, Rs	356	35,2	231	336	20
	Noranda-Horne (1997)	Pneus Abitibi	3,2 SE, Rs	365	22,6 [2]	128,3	364	1
		Rouyn sud-est	2,5 SE, Rs	365	32,9 [2]	239	349	16
		Parc Mouska	1,8 SO, Rs	365	15,7 [2]	174	364	1
		Noranda Nord	2,3 NO, Rs	365	18,3 [2]	193	363	2
		Rouyn Centre	1,5 S, Rs	365	23,6 [2]	251	362	3
		Parc Tremblay	2,4 SE, Rs	365	29,5 [2]	256	358	7
		Hotel de Ville	1,8 S, Rs	365	37,4	223	348	17
	HBM&S [4] (1998)	Staff House	0,7 SE, In/Co	365	31,7	548	335	30
		Creighton Fire Hall	1,9 SO, Co/Rs	365	16,3	305	353	12
		Hapnot Collegiate	2,1 E, Co/Rs	365	14,6	294	356	9
		Aqua Centre	2,6 NE, Rs	365	7,3	242	362	3
Usines d'élaboration du zinc	CEZinc (1998)	Boul Cadieux	1,3 E, Ru	346	3,6	220	340	11
		Louis IV Major	1,7 NO, Rs	354	5,4	57	354	0
Sources combinées	Région Sudbury [5,6] (1997)	Skead, Sudbury	F 9N, I 29,3 NE, Ru	365	15,6	208	364	1
		Hanmer, Sudbury	F 14,9 NO, I 22,2 N, Rs	365	8,2	109	365	0
		Ash St., Sudbury	F 18,6 SO, I 5 NE, Rs	365	16,3	123	365	0
		Coniston	F 10,8 S, I 15,4 E, Rs	365	11,9	178	364	1
		Garson	F 4,9 SO, I 17,5 NE, Rs	358	11,0	101	358	0
		Sparks St., New Sudbury	F 12,2 SO, I 10,0 NE, Rs	365	12,8	130	364	1
		Long Lake, Sudbury	F 25 SO, I 8,5 SE, Ru	365	12,7	135	363	2
		Mikkola, Sudbury	F 29,8 SO, I 7,8 SO, Rs	365	10,0	179	364	1

Type d'usine	Usine (Année)	Endroit	Distance (km) et direction, zonage [1]	Nombre de périodes de 24 hres	Moy. Arithm. (µg/m³) [2]	Maximum (µg/m³)	Plage de concentrations [3]	
							0–125 µg/m³	>125 µg/m³
		Science North	F 19,0 SO, I 4,2 E, Rs	363	9,8	161	362	1
		Rayside	F 22,7 o, I 13,8 NO, Ru/In	365	5,7	86	365	0
		Market St., Copper Cliff	F 23,4 SO, I 0,7 O, In/Rs	364	16,6	206	356	8
		Arthur Robinson School	F 20,3 SO, I 3 SO, Rs	178	12,6	166	176	2
		Dozzi Park, Sudbury	F 20,2 SO, I 3,5 E, Rs	363	10,6	104	363	0
	Falconbridge- Kidd Creek (1997)	AMS # 1	1,4 NE, In/Ru	365	27,4 [2]	228	351	14
		AMS # 5	0,6 SE, In/Ru	365	29,0 [2]	225	352	13
		AMS # 6	0,6 S, In/Ru	365	13,5 [2]	35	365	0
		AMS # 7	1,6 E, In/Ru	365	13,4 [2]	24	365	0
	Cominco-Trail (1998)	Oasis	4,3 NO, Ru/Rs	365	21,7	139	361	4
		Warfield	2,4 O, Rs	365	19,0	183	364	1
		Downtown	0,8 SE, Co	365	20,1	96	365	0
		Columbia Gardens	10,5 SE, Ru/In	365	18,3	151	363	2
		Butler Park	1,3 E, Rs	365	25,1	126	364	1
		Trail Regional Hospital	1,2 E, Rs	365	27,5	130	364	1
		Northport	19 S, Ru	365	3,2	44	365	0
		Robson	27,1 N, In	365	6,5	39	365	0
		West Trail	1,4 SE, Rs	365	31,5	148	363	2
		Glenmerry	3,9 E, Rs	365	21,8	111	365	0
		Genelle	12,7 NE, Rs	365	12,9	97	365	0

[1] Zonage: Rs=résidentiel, Ru=rural, Co=commercial, In=industriel.

[2] La valeur moyenne arithmétique a été calculée en substituant la moitié de la limite de détection pour les échantillons qui ne contenaient aucun niveau détectable de SO_2. Cette substitution affecte la valeur calculée de façon marquée lorsque les limites de détection sont relativement supérieures et les concentrations ambiantes relativement faibles. L'effet de cette substitution était minime pour la plupart des postes et n'a affecté la valeur moyenne que de moins de 30 % pour tous les postes sauf ceux marqués par un « 2 » en exposant.

[3] La plage de concentrations correspond à la recommandation pour la qualité de l'air pour l'Europe de l'Organisation mondiale de la santé d'une concentration moyenne sur 24 heures de SO_2 de 125 µg/m³ (OMS, 2000).

[4] Bien que la HBM&S comporte une fonderie de cuivre et une usine d'élaboration du zinc, elle a été intégrée aux fonderies de cuivre puisqu'on n'a rapporté aucun rejet dans l'atmosphère pour l'usine d'élaboration du zinc.

[5] Données du MEO (gracieuseté de Don Racette, Région du Nord).

[6] Pour la région de Sudbury, l'emplacement des postes est indiqué pour la Falconbridge (F) et l'Inco (I).

TABLEAU 13 Niveaux de retombées humides de sulfate dans des régions choisies de l'est du Canada de 1990 à 1993 estimées au moyen du Modèle d'évaluation intégrée (MEI)

Source	Retombées humides de sulfate – kg/ha/a (Proportion des retombées attribuées aux sources spécifiées)			
	Algoma	Sudbury/Muskoka	Montmorency	Kejimkujik
Sources nord-américaines de SO_2 [1]				
Contexte naturel	3,6 (21 %)	4,0 (17 %) Muskoka	4,8 (26 %)	5,6 (40 %)
Sources totales É.-U. (rejets de 1990–93)	12,0 (69 %)	14,3 (62 %) Muskoka	8,7 (46 %)	6,3 (45 %)
Total des sources (rejets de 1990–93)	1,9 (11 %)	4,6 (20 %) Muskoka	5,3 (28 %)	2,0 (15 %)
Total de toutes les sources nord-américaines (rejets de 1990–93)	17,5 (100 %)	22,9 (100 %) Muskoka	18,8 (100 %)	13,9 (100 %)
Sources canadiennes de SO_2 évaluées [2]				
Fonderies de cuivre (rejets de 1995)	0,545 (3 %)	1,561 (7 %) Muskoka	1,570 (8 %)	0,275 (2 %)
Affineries de cuivre (rejets de 1995)	0,023 (0,1 %)	0,002 (0,01 %) Muskoka	0,011 (0,06 %)	0,002 (0,01 %)
Usine d'élaboration du zinc (rejets de 1995)	0,004 (0,02 %)	0,003 (0,01 %) Muskoka	0,030 (0,2 %)	0,004 (0,03 %)
Charge critique				
Eaux de surface (5 % de dommage)	8,0	13,2 Sudbury	6,9	<6

[1] Les pourcentages dans la section sur les sources de SO_2 en Amérique du Nord indiquent la fraction de la contribution aux retombées humides de sulfate de toutes les sources nord-américaines. Les valeurs ne totalisent pas 100 % à cause des chiffres arrondis.

[2] Les pourcentages dans la section des sources canadiennes de SO_2 évaluées indiquent la fraction de la contribution aux retombées humides de sulfate de toutes les sources anthropiques nord-américaines.

TABLEAU 14 Taux de retombées humides de sulfate aux postes de surveillance près de deux régions réceptrices considérées dans la modélisation des retombées

Poste de surveillance	Niveau de retombée humide de sulfate [1] (kg/ha/a)					
	1990	1991	1992	1993	Moyenne 1990–93	1995
Postes près de Muskoka:						
Dorset	20,6	19,5	18,4	19,4	19,5	19,2
Coldwater	20,8	14,9	15,3	14,6	16,4	16,3
McKellar	19,5			14,5	17,0	10,0
Postes près de Algoma:						
Turkey Lake	22,2	17,7	29,6	27,0	24,1	20,2

[1] Les valeurs sont établies à partir du contenu en sulfates réactifs non filtrés des échantillons de retombées humides collectés par le MEO.

TABLEAU 15 Retombées de métaux solubles à proximité des installations de production du cuivre et du zinc [1] — établies à partir des échantillons de retombées de poussières

Installation	Année	Poste de surveillance	Distance (km) et direction par rapport à l'installation	Retombées solubles [2] ($mg/m^2/a$) ou Attribution à la source (% du total)					
				Cu	Zn	Ni	Pb	Cd [3]	As
Fonderies de cuivre									
Noranda-Gaspé	1997	1	0,6 S	**1 159**	**120**		**188**	0,9	**47**
		13B	1,3 E	**178**	75		**77**	1,8	18
		12B	1,4 E	**147**	73		**52**	1,2	13
		10	1,5 E	**117**	37		39	0,4	7
		10B	1,5 E	**130**	**119**		40	0,3	8
		2	1,6 SE	**497**	**84**		**103**	0,7	21
		11	1,8 E	**115**	38		**60**	0,3	7
		3	3,0 SE	**128**	38		**47**	0,2	9
		4	3,8 SE	**48**	38		18	0,1	5
		16	3,8 NO	**74**	28		38	0,3	6
		21	6,1 O	**22**	28		7	0,3	1
		17	6,8 NO	**22**	21		18	0,1	2
		5	7,5 E	**47**	27		12	0,6	3
		6	12,5 E	**23**	26		8	0,1	1
Noranda-Horne	1997	O-2	3,2 O	**29**	28		25	0,5	5
		N-2	3,2 N	**134**	70		**132**	1,2	**31**
		E-2	3,2 E	**54**	47		43	0,5	10
		S-2	3,2 S	**64**	59		**66**	0,6	11
		O-4	6,4 O	**17**	22		14	0,5	4
		N-4	6,4 N	**23**	25		22	0,5	4
		E-4	6,4 E	**34**	26		27	0,5	5
		S-4	6,4 S	**21**	31		28	0,5	5
HBM&S		Aucune donnée sur les retombées de poussières							
Falconbridge-Sudbury		Aucune donnée sur les retombées de poussières							
Affineries de cuivre									
Noranda CCR		Aucune donnée sur les retombées de poussières							
Usines d'élaboration du zinc									
Noranda CEZinc	1997	B	0,6 E		**2 980**			**16**	
		A	0,7 NE		**2 564**			**15**	
		C (Cadieux)	1,3 E		**579**			**3,1**	
		F	1,4 N		**490**			2,1	
		H (Louis IV M.)	1,7 NO		**184**			0,8	
		D	1,9 E		**345**			1,9	
		J	2,2 SO		**180**			1,8	
		I	3,4 O		**264**			1,9	
		G	3,6 NE		**168**			1,4	
		E	3,8 E		**337**			1,9	

Installation	Année	Poste de surveillance	Distance (km) et direction par rapport à l'installation	Retombées solubles [2] (mg/m²/a) ou Attribution à la source (% du total)					
				Cu	Zn	Ni	Pb	Cd [3]	As
Sources combinées									
Inco-Sudbury (fonderie cuivre, affinerie cuivre et nickel)		Aucune donnée sur les retombées de poussières							
Falconbridge- Kidd Creek	Attribution à la source : - Fonderie de cuivre			66 %	15 %	87 %	92 %	79 %	14 %
	- Affinerie de cuivre			0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	- Usine d'élaboration du zinc			2 %	24 %	6 %	1 %	7 %	86 %
	- Concentrateur			32 %	61 %	7 %	7 %	14 %	0 %
	1997	7	0,3 SE	**1 281**	**2 289**		**79**	**22**	14
		3	1,2 E	**469**	**964**		41	**7,2**	5
		8	2,0 NE	**314**	**449**		**81**	**5,5**	3
		9	2,0 E	**152**	**263**		**321**	**2,7**	1
		11	2,4 NE	**145**	**311**		35	**1,9**	1
		13	4,2 SO	**247**	**301**		36	**3,5**	9
Cominco-Trail	Attribution à la source : - Usine d'élaboration du zinc				90 %		4 %	36 %	0 %
	- Lead smelter				10 %		96 %	64 %	100 %
	1998	Downtown	0,8 SE		**1 850**		**325**	**9,9**	5
		Tadanac	1,0 N		**1 641**		**650**	**13**	11
		Trail Hospital	1,2 E		**892**		**235**	**4,8**	4
		Butler Park (1995 data)	1,3 E	63	**1 945**		**407**	**40**	<140
		Stoney Creek	1,5 NO		**1 802**		**339**	**9,3**	7
		Daniel St.	1,6 SE		**1 216**		**224**	**5,6**	4
		Sunningdale	2,0 NE		**604**		**149**	**3,2**	4
		Duncan Flats	2,2 N		**1 009**		**178**	**5,8**	4
		Warfield	2,4 O		**215**		**62**	2,4	3
		Glenmerry	3,9 E		**971**		**227**	**5,3**	4
		Oasis	4,3 NO		**382**		**114**	2,7	3
		Birchbank	7,0 N		**186**		**55**	2,7	2
		Columbia Gdn.	10,5 SE		**593**		**70**	**3,2**	3

[1] Les données pour Butler Park (Cominco) proviennent du MOE de la C.-B.(gracieuseté de Ernie Tradewell, Air Resources). Toutes les autres données proviennent des compagnies. Butler Park et Tadanac (Cominco) sont exploitées par le MOE de C.-B. Les postes de surveillance sont énumérés par ordre de distance à l'installation, sans égard à la direction.

[2] Les valeurs en caractères gras égalent ou dépassent le 25^{e} percentile de la charge critique. Celles en caractères gras et soulignés dépassent le 50^{e} percentile de la charge critique. Cela est fondé sur la comparaison avec les charges critiques des eaux interstitielles pour la Noranda-Gaspé, Noranda CEZinc et Cominco-Trail, et avec les charges critiques des eaux interstitielles ou de surface les plus sensibles pour la Noranda-Horne et la Falconbridge-Kidd Creek. Ces concentrations seuil produisant un effet sont traitées dans la section 2.4.1.1.3.

[3] Les limites de détection pour le Cd étant proches des charges critiques utilisées dans la présente évaluation, les résultats pour le Cd inférieurs à la limite de détection ont été rectifiés à la moitié de la limite de détection avant le calcul des retombées annuelles. On a constaté que cela n'avait qu'un effet relativement mineur sur les valeurs des retombées solubles finales (différences de 10 %–20 %).

TABLEAU 16 Pourcentage de la contribution des retombées métalliques sèches aux retombées métalliques totales

Métal	Retombées sèches en pourcentage des retombées totales [1]	
	Démarche 1: Postes du MEO (fondées sur retombées sèches et humides) (<100 km)	Démarche 2: Postes des compagnies (fondées sur ret. sèches et ret. poussières) (0,8–10,5 km)
Cu	19 ± 11 (38)	6 (1)
Zn	18 ± 11 (38)	9 ± 7 (7)
Ni	18 ± 12 (38)	
Pb	27 ± 12 (38)	12 ± 6 (6)
Cd	26 ± 15 (38)	14 ± 9 (7)
As	24 ± 10 (15)	27 ± 9 (6)

[1] La valeur des erreurs associées est l'écart-type de l'échantillon. Les chiffres entre parenthèses représentent le nombre de valeurs (poste de surveillance-années) dont on a fait la moyenne.

TABLEAU 17 Retombées de métaux solubles à proximité des installations de production de cuivre et de zinc [1] — établies à partir des échantillons de particules en suspension totales

Installation	Année[2]	Poste de surveillance.	Distance (km) et direction par rapport à l'installation	Retombées sèches ou Estimation du total[3]	Retombées solubles [4] (mg/m²/a) ou Attribution à la source (% du total)					
					Cu	Zn	Ni	Pb	Cd [5]	As
Fonderies de cuivre										
Noranda-Gaspé	1997	Mines de Gaspé (10)	1,5 E	Ret. sèches :	6,9	2		7	0.1	1
				Total estimé :	**28**	10		30	0.2	5
Noranda-Horne	1996	MEF 8000 (6ème rue)	0,3 S	Ret. sèches :				**105**	0,8	27
				Total estimé :				**420**	**3,0**	108
	1997	Arena Dave Keon	0,7 S	Ret. sèches :	**33**	31	0	**57**	0,9	12
				Total estimé :	**132**	**124**	1	**228**	**3,5**	48
	1996	MEF 8045 (École N.-D.)	0,8 S	Ret. sèches :				31	0,4	8
				Total estimé :				**124**	1,5	34
	1997	Hôtel de Ville	1,8 S	Ret. sèches :	**19**	15	0	28	0,4	6
				Total estimé :	**76**	60	1	**112**	1,4	23
	1997	Laiterie Dallaire	2,9 SO	Ret. sèches :	**6,5**	6	0	7	0,1	2
				Total estimé :	**26**	26	0	28	0,4	6
HBM&S	1997 - 98	Prov. Bldg. (Man-MOE)	0,6 E	Ret. sèches :	**28**	72		15	**2,5**	3
				Total estimé :	**112**	**286**		**59**	**9,8**	11
	1996 - 97	Ruth Betts School	1,1 SE	Ret. sèches :	**16**	18		5	0,8	1
				Est. of total:	**65**	73		19	**3,0**	2
	1997 - 98	Creighton Sch (Man-MOE)	1,9 SO	Ret. sèches :	**8,4**	11		3	0,5	1
				Total estimé :	**34**	42		13	**2,1**	3
	1996 - 97	Centoba Park Sewage Plant	2,0 SE	Ret. sèches :	**18**	10		3	0,5	0
				Total estimé :	**74**	38		11	**1,8**	1
Falconbridge-Sudbury	1995	Edison	0,8 O	Ret. sèches :	2,3		3	1	0,8	< DL
				Total estimé :	**9,2**		13	2	**3,4**	
		Pumphouse	1,0 SO	Ret. sèches :	2,4		4	1	0,8	< DL
				Total estimé :	**9,6**		15	2	**3,4**	
Affineries de cuivre										
Noranda CCR	1996 – 97	Edward Rivet Civic Centre	0,5 NE	Ret. sèches :	3,7	5	0	2	0,0	0
				Total estimé :	15	21	1	6	0,1	2
Usines d'élaboration du zinc										
Noranda CEZinc	1998	C (Cadieux)	1,3 E	Ret. sèches :		**304**			0,9	
				Total estimé :		**1 216**			**3,6**	
Sources combinées										
Inco-Sudbury [6]	Attribution à la source :		- Fonderie de cuivre		72 %	100 %	69 %	79 %		86 %
			- Affinerie de cuivre		14 %	0 %	0 %	0 %		7 %

Installation	Année[2]	Poste de surveillance.	Distance (km) et direction par rapport à l'instal-lation	Retombées sèches ou Estimation du total[3]	Retombées solubles[4] (mg/m²/a) ou Attribution à la source (% du total)					
					Cu	Zn	Ni	Pb	Cd[5]	As
	- Affinerie de nickel				14 %	0 %	31 %	21 %		7 %
	1995 – 96	MEO 77070 (Copper Cliff)	0,7 O	Ret. sèches :	**15**		15	<1		0
				Total estimé :	**60**		58			1
		MEO 77026 (Federal Bldg)	6,0 NE	Ret. sèches :	**7.4**		11	1		
				Total estimé :	**30**		44	3		
Falconbridge-	Attribution à la source : - Fonderie de cuivre				66 %	15 %	87 %	92 %	79 %	14 %
Kidd Creek	- Affinerie de cuivre				0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	- Usine d'élab. du zinc				2 %	24 %	6 %	1 %	7 %	86 %
	- Concentrateur				32 %	61 %	7 %	7 %	14 %	0 %
	1997	AMS #6	0,6 S	Ret. sèches :	**77**	**134**		20	1.7	5
				Total estimé :	**308**	**536**		**80**	**6.8**	18
		AMS #1	1,4 NE	Ret. sèches :	**23**	50		6	0.7	2
				Total estimé :	**92**	**200**		24	**2.7**	7
		AMS #7	1,6 E	Ret. sèches :	**14**	28		3	0.4	1
				Total estimé :	**56**	**112**		14	**1.6**	6
Cominco-Trail	Attribution à la source : - Usine d'élab. du zinc					90 %		4 %	36 %	0 %
	- Fonderie de plomb					10 %		96 %	64 %	100 %
	1998	Downtown Trail	0,8 SE	Ret. sèches :		65		15	0.4	1
				Total estimé :		**259**		**62**	1.6	4
		West Trail	1,4 SE	Ret. sèches :		43		12	0.4	1
				Total estimé :		**172**		**47**	1.6	4
		Warfield	2,4 O	Ret. sèches :		24		8	0.3	1
				Total estimé :		**96**		31	1.2	3
		Glenmerry	3,9 E	Ret. sèches :		47		14	0.4	1
				Total estimé :		**189**		**54**	1.6	6
		Oasis	4,3 NO	Ret. sèches :		28		10	0.3	1
				Total estimé :		**112**		42	1.4	4
		Columbia Gardens	10,5 SE	Ret. sèches :		49		13	0.5	1
				Total estimé :		**197**		**51**	1.9	2
		Genelle	12,7 NE	Ret. sèches :		20		7	0.3	1
				Total estimé :		**79**		27	1.2	3
		Northport, WA	19 S	Ret. sèches :		6		3	0.2	0
				Total estimé :		24		10	1.0	2

[1] Toutes les données ont été fournies par les compagnies, sauf pour les exceptions suivantes : Inco (toutes les données fournies par le MEO – gracieuseté de Don Racette, Région du Nord); HBM&S (données pour le Provincial Building et l'école Crighton fournies par le MOE du Manitoba – gracieuseté de Bert Krawchuk, Air Quality Management); CCR (Données fournies par Environnement Canada – gracieuseté de André Germain, Région du Québec, et l'Association des industries de l'est de Montréal - AIEM – gracieuseté de Pierre Frattolillo).

[2] À cause des données disponibles, dans certains cas, on a utilisé des périodes de 12 mois autres que l'année civile. Cela inclut : HBM&S (10/8/97 au 9/8/98 pour le Provincial Building et l'école Creighton; 17/8/96 au 16/8/97 pour l'école Ruth Betts et le Centoba Park) et la CCR (26/7/96 au 25/7/97 pour le Edward Rivet Civic Centre). Étant donné les données d'échantillonnage limitées pour 1996, les niveaux de retombées de l'Inco à Sudbury sont établies à partir de la moyenne des niveaux de 1995 et 1996.

[3] Les estimations des retombées totales ont été établies en appliquant un facteur de 4 aux retombées sèches calculées. Cela a été fait avant que les valeurs soient arrondies pour la présentation.

[4] Les valeurs en caractères gras égalent ou dépassent le 25^{e} percentile de la charge critique. Celles en caractères gras et soulignés dépassent le 50^{e} percentile de la charge critique. Cela est fondé sur la comparaison avec les charges critiques des eaux interstitielles pour la Noranda-Gaspé, Noranda CEZinc et Cominco-Trail, et avec les charges critiques des eaux interstitielles ou de surface les plus sensibles pour la Noranda-Horne et la Falconbridge-Kidd Creek. Ces concentrations seuil produisant un effet sont traitées dans la section 2.4.1.1.3.

[5] Les limites de détection pour le Cd étant proches des charges critiques utilisées dans la présente évaluation, les résultats pour le Cd inférieurs à la limite de détection ont été rectifiés à la moitié de la limite de détection avant le calcul des retombées annuelles.

[6] Pour l'ensemble des données du MEO, les valeurs inférieures à la limite de détection pour tous les métaux ont été rectifiées à la moitié de la limite de détection.

TABLEAU 18 Retombées de métaux solubles à proximité des installations de production du cuivre et du zinc — fondées sur les échantillons de retombées du manteau de neige et combinées (« humides plus sèches »)

Installation ou région (Source de données et type)	Année	Poste de surveillance	Distance (km) et direction par rapport à installation	Par rapport à instal-lation	Retombées solubles [3] (mg/m²/a) ou Attribution à la source (% du total)					
					Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As
Fonderies de cuivre										
Noranda-Horne (GSC – eaux de la Fonte du manteau De neige) [1]	1997 –98	Rayons choisis	Rayon de 1 km		**322**	57	2	**195**	0,9	23
			Rayon de 2 km		**205**	41	1	**140**	0,7	17
			Rayon de 3 km		**134**	30	1	**102**	0,5	13
			Rayon de 4 km		**91**	23	0	**76**	0,4	10
			Rayon de 5 km		**63**	18	0	**58**	0,3	8
			Rayon de 10 km		**15**	7	0	18	0,2	3
			Rayon de 15 km		5	4	0	8	0,1	1
			Rayon de 20 km		3	2	0	4	0,1	1
Sources combinées										
Région de Sudbury (MEO – somme d Des retombées Humides et sèches) [2]	Attributionà la source : - Fonderie de cuivre Inco				69 %	65 %	66 %	69 %		86 %
	- Affinerie de cuivre Inco				13 %	0 %	0 %	0 %		7 %
	- Affinerie de nickel Inco				14 %	0 %	30 %	19 %		7 %
	- Fonderie de cuivre Falconbridge				4 %	35 %	4 %	12 %		0 %
	1995	MEO 5241 (Sud. Sci. Ctr.)	3,5 E 19.6 SO	Inco-Falconbridge	**6,9**	3	2	3	0,1	0,4
		MEO 5221 (Garson)	17,5 NE 4,9 SO	Inco-Falconbridge	3,3	2	2	2	0,2	0,4
		MEO 5201 (McFarlane L.)	8,8 SE 19,5 SO	Inco-Falconbridge	3,6	2	1	1	0,1	0,3
		MEO 5211 (Hanmer)	22,2 N 14,9 NO	Inco-Falconbridge	2,6	3	1	1	0,1	0,5
		MEO 5231 (Whitefish Falls)	22,6 SO 44,5 SO	Inco Falconbridge	1,5	2	1	0	0,0	0,2

[1] Les données sur le manteau de neige pour l'installation de Horne ont été fournies par Ressources naturelles Canada (gracieuseté de Graeme Bonham-Carter, Deb Kliza et Kevin Telmer, Commission géologique du Canada). On considère que les retombées d'hiver comptent pour le quart des retombées annuelles.

[2] Les données sur les retombées humides et sèches pour la région de Sudbury ont été fournies par le MEO (gracieuseté de Brian Kruschel et Dan Orr, *Environmental Monitoring and Reporting Branch*). Les valeurs des retombées représentent la somme des retombées humides et sèches détectées, calculées à partir des mesures des particules en suspension. Pour tous les métaux, les valeurs inférieures à la limite de détection ont été rectifiées à la moitié de la limite de détection.

[3] Les valeurs en caractères gras égalent ou dépassent le 25e percentile de la charge critique. Celles en caractères gras et soulignés dépassent le 50e percentile de la charge critique. Cela est fondé sur la comparaison avec les charges critiques des eaux interstitielles ou de surface les plus sensibles pour la Noranda-Horne et de la région de Sudbury. Ces concentrations seuil produisant un effet sont traitées dans la section 2.4.1.1.3.

TABLEAU 19 Fraction de métal soluble dans l'eau utilisée pour l'estimation des retombées de métaux biodisponibles

Métal	Fraction de métal soluble(%)				
	Champ proche				Contexte régional
	Trail (BC-MOE) [1]	en deçà de 100 km de Sudbury (MEO) [2]	Rouyn-Noranda (CGC) [3]	Moyenne	>100 km de Sudbury (MEO) [2]
Cu	55	59	66	60	42
Zn	73	74	69	72	69
Ni		68	36	52	59
Pb	71	38	71	60	26
Cd	65	82	80	76	73
As	63	89	74	75	84

[1] Les données de Trail ont été fournies par le MOE de C.-B. (gracieuseté de Ernie Tradewell, Air Resources). Les fractions solubles sont fondées sur l'analyse de58, 70, 44, 35 et 6 échantillons de retombées de poussières pour le Cu, le Zn, le Pb, le Cd et l'As, respectivement.

[2] Les données pour la région de Sudbury ont été fournies par le MEO (gracieuseté de Ray McVicars et Dan Toner, Laboratory Services Branch). Les fractions solubles pour le champ proche de Sudbury représentent la moyenne des résultats de 54 échantillons de particules en suspensions totales (PST) (51 pour le Cd), et celles pour le contexte régional représentent la moyenne des résultats pour 82 échantillons de PST (58 pour le Cd).

[3] Les données pour Rouyn-Noranda ont été fournies par Ressources naturelles Canada (gracieuseté de Graeme Bonham-Carter, Deb Kliza et Kevin Telmer, Commission géologique du Canada). Les fractions solubles représentent la moyenne des résultats de 82 échantillons de manteau de neige pour le Cu, le Zn, le Pb et l'As, 40 pour le Ni et 77 pour le Cd.

TABLEAU 20 Estimation des retombées de fond annuelles de métaux solubles pour le Bouclier canadien

	Retombées totales moyennes annuelles (mg/m²/a)												
	MEO [1]						IADN – Grands Lacs [2]				IADN[3]	Moy. d'ensemble (Écart-type éch.)	Moy. retom. solubles (mg/m²/a)
	Geraldton	Quetico Centre	Moos-onee	Turkey Lakes	Grand Bend	Dorset	Lake Superior	Lake Huron	Lake Erie	Lake Ont.	Burnt Island		
Cu	0,24	0,38	0,72	2,25	1,16	0,82					1,80	1,05 (0,74)	**0,44**
Zn	1,4	2,5	6,5	11,9	3,7	3,8					5,6	5,1 (3,5)	**3,5**
Ni	0,08	0,22	0,32	0,61	0,26	0,43					0,84	0,39 (0,26)	**0,23**
Pb	0,39	0,68	0,79	1,57	0,93	1,08	0,70	1,48	2,40	1,84	1,59	1,22 (0,60)	**0,32**
Cd	0,03	0,07	0,70	0,30	0,09	0,06	0,21	0,08	0,19	0,09	0,07	0,17 (0,19)	**0,13**
As				0,10	0,09	0,13	0,18	0,17	0,28	0,19	0,21	0,17 (0,06)	**0,14**

[1] Les données pour les postes du MEO, gracieuseté de Kruschel et Dan Orr, *Environmental Monitoring and Reporting Branch*, MEO. Compte tenu de la disponibilité variable des données, on a fait la moyenne des valeurs des moyennes annuelles des retombées totales pour les postes du MEO sur une période de deux à huit ans, habituellement de cinq à six ans. Les meilleures estimations des retombées humides et sèches proviennent de sources différentes avant d'en faire la somme. Presque toutes les données du MEO utilisées étaient de la période de 1989 à 1995.

[2] Les données de l'IADN-Grands Lacs, gracieuseté de Ray Hoff, Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada. Les valeurs présentées sont les moyennes des trois années de surveillance (1992–1994).

[3] Les données de l'IADN poste de Burnt Island gracieuseté de Ray Hoff, Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada (données sur les PST) et William Strachan, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada (données sur les retombées humides). les données pour Burnt Island représentent les années 1992 à 1996.

TABLEAU 21 Taux d'émission des métaux traces (masse) utilisés pour la modélisation de la dispersion des rejets atmosphériques des installations génériques

Métal trace	Taux d'émission (tonnes/année)					
	Minimum	5e percentile	Médiane	Moyenne	95e percentile	Maximum
Fonderies de cuivre (6)						
Cu	1,5	3,5	47,5	62,2	136,0	138,3
Zn	2,0	2,3	7,5	30,9	93,9	105,0
Ni	0,2	0,3	1,5	20,9	75,3	91,4
Pb	9,8	11,0	25,0	81,3	289,7	372,8
Cd	0,2	0,3	3,6	3,2	5,9	6,3
As	0,8	0,9	10,8	19,1	48,0	50,3
Affineries de cuivre (3)						
Cu	0,001			13,88		27,75
Zn	0,001			0,001		0,001
Ni	0,001			0,014		0,027
Pb	0,001			0,64		1,27
Cd	0,001			0,001		0,001
As	0,001			0,56		1,12
Usines d'élaboration du zinc (4)						
Cu	0,001			0,08		0,161
Zn	0,001			53,2		106,4
Ni	0,001			0,007		0,013
Pb	0,06			0,48		0,9
Cd	0,004			0,45		0,9
As	0,001			2,41		4,81

TABLEAU 22 Répartition des métaux traces en rejets dans l'atmosphère provenant de faible ou de forte hauteur et en rejets fugitifs

Métal trace	Rejets de forte hauteur	Rejets de faible hauteur	Rejets fugitifs
Fonderies de cuivre			
Cu	35–95 %	0–60 %	5 %
Zn	80–95 %	0–15 %	5 %
Ni	45–90 %	5–50 %	5 %
Pb	85–95 %	0–10 %	5 %
Cd	80–95 %	0–15 %	5 %
As	80–95 %	0–15 %	5 %
Affineries de cuivre			
Cu	0 %	35–100 %	0–65 %
Zn	0 %	50 %	50 %
Ni	0 %	15–100 %	0–15 %
Pb	0 %	35–100 %	0–65 %
Cd	0 %	100 %	0 %
As	0 %	99–100 %	0–1 %
Usines d'élaboration du zinc			
Cu	0 %	100 %	0 %
Zn	0 %	100 %	0 %
Ni	0 %	100 %	0 %
Pb	0 %	100 %	0 %
Cd	0 %	100 %	0 %
As	0 %	100 %	0 %

TABLEAU 23 Distance maximale (km) de l'installation dont le taux de retombées solubles totales modélisé dépasse la charge critique [1]

	Distance maximale à laquelle la CC_{25} est dépassée (km)					
	Cu	**Zn**	**Ni**	**Pb**	**Cd**	**As**
Établie sur la comparaison au 50e percentile des retombées modélisées						
Fonderie de cuivre	10	n.e.	2	2	4	n.e.
Affinerie de cuivre	7	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Usine d'élaboration du zinc	n.e.	3	n.e.	n.e.	2	n.e.
Fonderie de cuivre et usine d'élaboration du zinc	10	4	2	2	5	2
Deux fonderies de cuivre et une affinerie de cuivre	16	2	4	5	7	2
Fonderie de cuivre, affinerie de cuivre et usine d'élaboration du zinc	10	4	2	2	5	2
Établie sur la comparaison au 95e percentile des retombées modélisées						
Fonderie de cuivre	21	5	10	10	10	6
Affinerie de cuivre	10	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Usine d'élaboration du zinc	n.e.	7	n.e.	n.e.	4	2
Fonderie de cuivre et usine d'élaboration du zinc	21	7	10	10	10	6
Deux fonderies de cuivre et une affinerie de cuivre	29	7	10	10	10	8
Fonderiede cuivre, affinerie de cuivre et usine d'élaboration du zinc	21	7	10	10	10	6

n.e. - La charge critique n'est pas dépassée.

[1] La distance maximale à laquelle la retombée dépasse le 25e percentile des charges critiques (CC_{25}) est établie sur la comparaison des CC_{25} suivantes ($mg/m^2/a$) : Cu = 6,2, Zn = 77, Ni = 61, Pb = 47, Cd = 1,6 et As = 27.

Tableau 24 Concentration moyenne annuelle d'As, de Cd, de Cr, de Ni et de Pb dans l'air ambiant près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada

Type d'installation	Installation (Année)	Endroit	Distance (km) et direction, zonage [1]	Nombre d'échantillons	Concentration arithmétique moyenne annuelle (µg/m³)				
					As	Cd	Cr	Ni	Pb
Fonderies de cuivre	Noranda-Gaspé (1997)	Mines de Gaspé	1,5 E, Rs	55	0,028	0,001	-	-	0,197
	Noranda-Horne (1996–1997)	Arena Dave Keon	0,7 S, Rs	59	0,255	0,018	0,006	0,013	1,268
		Laiterie Dallaire	2,9 SW, Rs	58	0,033	0,002	0,005	0,005	0,155
		Hotel de Ville	1,8 S, Rs	46	0,124	0,007	0,006	0,008	0,629
		École Notre Dame	0,8 S, Rs	53	0,180	0,008	-	-	0,701
		250 6ième rue	0,3 S, Rs	55	0,589	0,015	-	-	2,339
	HBM&S [2] (1996) [3]	Barrow Prov Bldg	0,6 E, In/Co	117	0,05	0,04	-	-	0,52
		Ruth Betts School	1,1 SE, Rs	115	0,01	0,01	-	-	0,15
		FF Sewage Plant	2,0 SE, Rs	115	0,01	0,01	-	-	0,08
Affinerie de cuivre	Noranda CCR (1997)	Centre Civic Edouard Rivet	0,5 NE, In/Rs	21	0,008	0,000	0,003	0,011	0,034
Usines d'élaboration du zinc	Noranda CEZinc (1998)	Boul Cadieux	1,3 E, Ru	45	-	0,019	-	-	-
Sources combinées	Région de Sudbury [4] (1995–1997)	Edison	F 0,8 W, I 21,6 NE, Rs	120	0,007	0,016	0,011	0,077	0,025
		Pumphouse	F 1,0 SE, I 21,25 NE, In/Rs	121	0,007	0,016	0,011	0,089	0,026

Type d'installation	Installation (Année)	Endroit	Distance (km) et direction, zonage [1]	Nombre d'échantillons	Concentration arithmétique moyenne annuelle (µg/m^3)				
					As	Cd	Cr	Ni	Pb
		Federal Bldg	F 17,6 SO, 16 NE, Rs/Co	9-57	-	0,00076	0,003	0,046	0,024
		Copper Cliff	F 23,4 SO, 10,7 O, In/Rs	10-60	0,006	0,0013	0,007	0,142	0,051
	Falconbridge -Kidd Creek (1997)	AMS #1	1,4 NE, In/Ru	61	0,036	0,014	-	-	0,16
		AMS #6	0,6 S, In/Ru	61	0,098	0,038	-	-	0,52
		AMS #7	1,6 E, In/Ru	61	0,029	0,008	-	-	0,09
	Cominco-Trail (1998)	West Trail	1,4 SE, Rs	59	0,0235	0,0094	-	-	0,261
		Oasis	4,3 NO, Ru/Rs	59	0,0252	0,0084	-	-	0,234
		Warfield	2,4 O, Rs	59	0,0162	0,0071	-	-	0,172
		Genelle	12,7 NE, Rs	58	0,0198	0,0070	-	-	0,152
		Glenmerry	3,9 E, Rs	58	0,0349	0,0096	-	-	0,304
		Downtown	0,8 SE, Co	58	0,0247	0,0101	-	-	0,344
		Columbia Gardens	10,5 SE, Ru/In	57	0,0140	0,0117	-	-	0,285
		Northport	19 S, Ru	27	0,0112	0,0061	-	-	0,058
« de fond »		Les postes éloignés des sources ponctuelles (influencés par sources éloignées et anthropiques) dans le Bouclier canadien (postes MEO) et Grands Lacs (postes IADN) - même postes qui ont servi à estimer retombées solubles « de fond » (Tableau 20)		moyenne faite sur plusieurs années	0,00062 ± 0,00028[5]	0,00026 ± 0,00023	-	0,00069 ± 0,00077	0,00402 ± 0,00419

[1] Zonage : Rs=résidentiel, Ru=rural, Co=commercial, In=industriel.

[2] Bien que HBM&S comporte une fonderie de cuivre et une usine d'élaboration du zinc, cette installation a été intégrée aux fonderies de cuivre puisque le procédé utilisé rend les rejets de l'usine d'élaboration du zinc négligeables.

[3] Après la mi-1997, les échantillons n'étaient plus prélevés que lorsque le vent soufflait dans la direction générale des postes de surveillance; par conséquent, on a exclu les données après cette date parce qu'elles ne semblaient pas représentatives de l'exposition potentielle sur l'année complète.

[4] Pour la région de Sudbury, l'emplacement des postes est indiqué pour les installations de la Falconbridge (F) et de l'Inco (I).

[5] Les valeurs présentées sont l'écart-type de la grande moyenne de plusieurs postes (c.-à-d. entre 7 et 11) pour chaque métal.

Note: Dans le calcul des statistiques résumées pour chaque poste, on a rectifié à la moitié de la limite de détection, quand c'était possible, tous les échantillons dont le niveau n'était pas détectable. Toutefois, il était parfois nécessaire d'utiliser les données fournies par les compagnies et il y avait des incohérences dans leur traitement des échantillons qui ne contenait aucun niveau détectable de métaux. Les analyses dans lesquelles la valeur de tels échantillons était corrigée systématiquement (zéro, moitié de la limite de détection et limite de détection) indiquent que l'effet de cette hypothèse est minime sauf quand les concentrations de métal sont relativement faibles.

TABLEAU 25 Résumé des concentrations annuelles estimées de MP_{10} ($\mu g/m^3$) près des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada

Type d'installation	Installation (Année)	Endroit	Distance (km) et direction, zonage [1]	Nombre d'échantillons	Moy. arith.	Éc.-type	Min	Concentrations de N^e percentile							Max
								10	30	50	70	90	95	99	
Fonderies de cuivre	Noranda-Gaspé (1997)	Mines Gaspé	1,5 E, Rs	55	16,5	9,0	2,3	7,1	11,8	15,1	18,5	27,6	33,0	44,5	49,6
	Noranda-Horne (1997)	Arena Dave Keon	0,7 S, Rs	59	16,4	8,1	6,1	7,7	11,0	14,8	17,3	28,8	32,4	37,8	42,0
		Laiterie Dallaire	2,9 SO, Rs	58	17,90	9,7	7,1	8,7	11,6	15,2	20,3	31,7	40,1	44,7	48,0
		Hotel de Ville	1,8 S, Rs	46	19,1	12,0	1,5	7,9	10,8	15,5	24,0	35,3	42,7	49,8	51,3
		Ecole Notre Dame	0,8 S, Rs	54	16,1	9,9	4,4	6,7	10,3	13,1	18,4	31,1	34,8	45,1	50,4
		250 6ième rue	0,3 S, Rs	55	27,4	18,3	5,6	9,4	19,3	23,6	30,5	49,0	58,7	84,6	105,0
	HBM&S [2,3] (1996–1998) [4]	Barrow Prov. Bldg.	0,6 E, In/Co	59	30,1	23,7	2	8,8	16	24	35	59,8	72,2	108,6	122
		Ruth Bettes School	1,1 SE, Rs	35	11,4	6,6	2,2	5,2	7,7	9,5	13,5	19,0	23,4	30,5	30,6
		FF Sewage Plant	2,0 SE, Rs	35	8,8	7,3	2,6	3,5	5,4	7,7	9,5	12,4	16,9	36,9	43,1
		Creighton School	1,9 SO, Co/Rs	91	16,3	8,9	3,6	7,6	11,0	14,3	19,5	26,7	30,2	40,0	65,2
Affineries de cuivre	Noranda CCR (1996) [4]	Centre Civic Edouard Rivet	0,5 NE, In/Rs	28	6,0	2,8	2,7	3,5	3,9	5,0	7,3	9,9	11,4	12,8	13,3
Usines d'élaboration du zinc	Noranda CEZinc (1998)	Boul. Cadieux	1,3 E, Ru	45	21,5	12,9	3,3	7,8	13,3	18,4	26,0	39,2	48,7	51,6	53,7

Sources combinées	Région de Sudbury [3] (1995–1997)	Edison	F 0,8 O, I 21,6 NE, Rs	120	13,4	9,8	1	4,4	6,9	11,4	15,2	25,8	35,4	45,6	50,0
		Pumphouse	F 1,0 SE, I 21,25 NE, In/Rs	120	12,4	8,4	1	4,5	7,2	9,9	14,9	22	26,9	42,2	49,0
		Federal Bldg. [4]	I 6 NE, F 17,6 SO, Rs/Co	57	13,8	6,4	3	7,6	9	13	16	22,4	24,4	33,3	35
		Nickel St., Sudbury [4]	F 23,4 SO, I 0,7 O, In/Rs	60	14,4	7,6	3	6	9,7	13	17,3	24	27,2	34,6	37
	Falconbridge-Kidd Creek (1997)	AMS # 1	1,4 NE, In/Ru	61	12,8	8,2	2,1	3,6	8,2	11,3	14,9	24,6	30,9	33,4	33,8
		AMS # 6	0,6 S, In/Ru	61	23,6	18,1	2,3	6,9	14,8	20,3	25,6	43,2	48,1	80,6	123,9
		AMS # 7	1,6 E, In/Ru	61	13,7	6,6	0,7	7,9	9,1	12,2	16,6	21,9	26,0	32,0	37,5
	Cominco-Trail (1998)	West Trail [4]	1,4 SE, Rs	61	18,9	12,3	1,9	7,6	13,9	17,2	20,9	30,7	39,2	65,8	73,4
		Oasis [4]	4,3 NO, Ru/Rs	61	16,4	10,1	3,1	6,7	12,0	15,3	17,7	26,1	35,4	55,2	58,6
		Warfield	2,4 O, Rs	59	16,8	8,4	0,7	7,6	12,3	15,9	20,3	29,2	34,1	38	38,2
		Genelle [4]	12,7 NE, Rs	58	14,0	7,0	0	6,2	12,4	14,3	17,3	20,4	21,8	34,1	44,7
		Glenmerry	3,9 E, Rs	60	16,9	8,7	3,3	7,6	11,5	14,8	20,7	27,8	34,5	39,9	42,2
		Downtown	0,8 SE, Co	60	16,6	8,8	4,6	6,6	11,8	14,9	19,9	26,9	33,2	45,4	46,6
		Columbia Gardens	10,5 SE, Ru/In	59	16,7	7,8	2,1	6,6	11,7	16,1	20	26,8	30,6	36,4	37,9
		Northport [4]	19 S, Ru	29	16,4	14,1	0,6	4,1	7,7	10,6	21,0	35,1	38,7	63,6	69,6

[1] Zonage : Rs=résidentiel, Ru=rural, Co=commercial, In=industriel

[2] Bien que HBM&S comporte une fonderie de cuivre et une usine d'élaboration du zinc, cette installation a été intégrée aux fonderies de cuivre puisque le procédé utilisé rend les rejets de l'usine d'élaboration du zinc négligeables.

[3] Après la mi-1997, les échantillons n'étaient plus prélevés que lorsque le vent soufflait dans la direction générale des postes de surveillance; par conséquent, on a exclu les données après cette date parce qu'elles ne semblaient pas représentatives de l'exposition potentielle sur l'année complète.

[4] Valeurs des MP_{10} mesurées. Pour les autres postes, les valeurs des MP_{10} ont été estimées à partir des concentrations de PST, au moyen de la *régression* $MP_{10} = 10^{(0.826 \times \log PST)}$ (WGAQOG, 1999).

[5] Pour la région de Sudbury, l'emplacement des postes est indiqué pour les installations de la Falconbridge (F) et de l'Inco (I).

TABLEAU 26 Concentrations de l'exposition modélisée moyenne annuelle pour les rejets de 1995 de la SEEU de la CUM, et pourcentage de chacune des concentrations attribuables à la CCR

Constituant du rejet	Concentration de l'exposition moyenne annuelle (pourcentage attribuable à la CCR entre parenthèses)			
	Poissons [1] (µg/L)	Zooplancton [2] (µg/L)	Épifaune benthique [3] (µg/L)	Endofaune benthique [4] (mg/kg)
Cu	**7,14** [5] (1,18)	4,55 (1,05)	3,03 (0,89)	6,366 (0,89)
Ni	2,79 (0,64)	2,06 (0,36)	1,65 (0,36)	4,945 (0,36)
Pb	1,03 (0,22)	0,71 (0,18)	0,54 (0,14)	2,229 (0,14)
Cd	0,20 (0,04)	0,16 (0,03)	0,13 (0,02)	0,2092 (0,02)
As	0,79 (2,42)	0,71 (1,54)	0,66 (0,93)	1,32 (0,93)
Cr	2,45 (0,07)	1,83 (0,06)	1,44 (0,04)	0,4320 (0,04)
Se	0,73 (73,1)	0,50 (60,9)	0,38 (48,6)	1,909 (48,6)
Ag	**0,59** [5] (0,23)	**0,36** [5] (0,22)	0,22 (0,20)	0,2632 (0,20)

[1] Moyenne spatiale pour les poissons résidant dans le panache avec un domaine vital de 30 x 40 m (moyenne = 0,21* concentration maximale dans le panache).

[2] Moyenne temporelle pour que le zooplancton dérive le long de l'axe du panache sur une longueur de 1000 m (moyenne = 0,12* concentration maximale dans le panache).

[3] Concentration ponctuelle sur l'axe du panache à 1 000 m de l'exutoire.

[4] Concentration ponctuelle dans les sédiments sur l'axe du panache à 1 000 m de l'exutoire.

[5] Dépasse la VESEO correspondante (Tableau 35).

TABLEAU 27 Concentrations de l'exposition maximale à court terme modélisées pour les rejets de 1995 de la CEZinc, et pourcentage de chacune des concentrations attribuables à la CEZinc

Constituant du rejet	Concentration de l'exposition maximale à court terme (pourcentage attribuable à la CEZinc entre parenthèses)							
	Poissons [1] (µg/L)		Zooplancton [2] (µg/L)		Épifaune benthique [3] (µg/L)		Endofaune benthique [4] (mg/kg)	
Cu	**7,73** [5]	(85,8)	1,61	(32,0)	1,21	(9,62)	2,545	(9,62)
Zn [7]	41,10	(82,4)	14,56 [6]	(50,5)	7,82	(7,78)	101,7	(7,78)
Cd	0,32	(68,9)	0,12	(14,7)	0,10	(3,74)	0,1656	(3,74)
Hg	0,096	(89,7)	0,017	(40,3)	0,011	(13,4)	0,0796	(13,4)
Se	**49,06** [5]	(99,6)	3,99	(95,0)	1,06	(81,3)	5,308	(81,3)

[1] Moyenne spatiale pour les poissons résidant dans le panache avec un territoire de 40 x 40 m (moyenne = 0,4* concentration maximale dans le panache) — charge moyenne mensuelle maximale.

[2] Moyenne temporelle pour que le zooplancton dérive le long de l'axe du panache sur une longueur de 1000 m (moyenne = 0,031* concentration maximale dans le panache) — charge moyenne mensuelle maximale, sauf pour le zinc.

[3] Concentration ponctuelle sur l'axe du panache à 1 000 m de l'exutoire — charge moyenne mensuelle maximale.

[4] Concentration ponctuelle dans les sédiments sur l'axe du panache à 1 000 m de l'exutoire — charge moyenne mensuelle maximale.

[5] Dépasse la VESEO correspondante (Tableau 35).

[6] Fondée sur la charge moyenne de quatre jours maximale.

[7] Les concentrations de zinc reflètent la portion de la charge dissoute ou adsorbée à la source.

TABLEAU 28 Concentrations de l'exposition maximale à court terme modélisées pour les rejets de 1998 de la Cominco-Trail, et pourcentage de chacune des concentrations attribuables à la Cominco-Trail

Constituant du rejet	Concentration de l'exposition maximale à court terme (pourcentage attribuable à la CTO entre parenthèses)							
	Poissons [1] (µg/L)		Zooplancton [2] (µg/L)		Épifaune benthique [3] (µg/L)		Endofaune benthique [4] (mg/kg)	
Cu [6]	1,66	(18,8)	1,65	(18,4)	1,65	(18,3)	3,47	(18,3)
Zn [6]	44,44	(74,5)	44,3	(74,4)	36,5	(70,4)	**474** [5]	(70,4)
Pb [6]	2,30	(54,1)	2,57	(56,4)	2,72	(57,5)	11,15	(57,5)
Cd [6]	**3,08** [5]	(5,67)	3,20	(7,76)	**3,17** [5]	(7,40)	**5,08** [5]	(7,40)
As [6]	3,89	(18,3)	4,45	(25,6)	3,40	(10,1)	**6,81** [5]	(10,1)
Hg	0,087	(57,7)	0,11	(61,1)	0,065	(52,0)	**0,46** [5]	(52,0)
Tl [6]	**67,9** [5]	(93,7)	21,2	(92,9)	2,27	(84,2)	33,6	(84,2)
Ammonia	61,83	(50,7)	57,7	(49,0)	32,62	(29,8)	0	(0)
F	172,7	(45,6)	150,0	(39,7)	108,7	(22,5)	0	(0)

[1] Moyenne spatiale pour les poissons résidant dans le panache avec un territoire de 40 x 40 m (moyenne = 0,4* concentration maximale dans le panache) — charge moyenne mensuelle maximale.

[2] Moyenne temporelle pour que le zooplancton dérive le long de l'axe du panache sur une longueur de 1000 m (moyenne = 0,031* concentration maximale dans le panache) — charge moyenne mensuelle maximale.

[3] Concentration ponctuelle sur l'axe du panache à 1 000 m de l'exutoire — charge moyenne mensuelle maximale.

[4] Concentration ponctuelle dans les sédiments sur l'axe du panache à 1 000 m de l'exutoire — charge moyenne mensuelle maximale.

[5] Dépasse la VESEO correspondante (Tableau 35).

[6] Les concentrations de métal reflètent la portion de la charge dissoute ou adsorbée à la source.

TABLEAU 29 VCT et VESEO aiguës et chroniques pour le SO_2 calculées pour la végétation terrestre [1]

Paramètre	Concentration aiguë (1-heure) ($\mu g/m^3$)	Concentration chronique (annuelle) ($\mu g/m^3$)
VCT	900	21
VESEO	450	10
Limit supérieure du contexte naturel [1]	-	2,6

[1] Calcul des valeurs expliqué en détails dans Linzon (1999).

TABLEAU 30 Concentrations de fond des eaux interstitielles et VESEO pour les variables d'effet terrestres [1]

Paramètre		Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As
95e percentile du fond (mg/L)		0,0041	0,14	0,024	0,006	0,00047	0,00062
VESEO [2] (mg/L)	« Valeurs primaires » – pour tous les organismes	**0,04**	**0,28**	**0,2**	**0,12**	**0,008**	**0,07**
	Arbres et symbiontes	0,04	0,46	0,2	0,12	0,008	0,07
	Décomposeurs	0,04	0,28	--	0,12	--	1,9

[1] Les concentrations d'As sont exprimées en total dissout. Toutes les autres sont exprimées en ions libres.

[2] Le recours à un facteur d'application de un fait que la VESEO égale la VCT.

TABLEAU 31 Charges critiques de métal soluble pour divers critères d'effet terrestres

Métal	Critère d'effet	VESEO Ions libres (mg/L Eau interstitielle)	Charge critique (mg/m²/a)		
			Moyenne géométrique	25e percentile [1]	10e percentile [1]
Cu	Tous (primaire)	**0,04**	**25**	**19**	**15**
	Arbres et symbiontes	0,04	25	19	15
	Décomposeurs	0,04	25	19	15
Zn	Tous (primaire)	**0,28**	**97**	**77**	**63**
	Arbres et symbiontes	0,46	180	140	120
	Décomposeurs	0,28	97	77	63
Ni	Tous (primaire)	**0,2**	**86**	**76**	**68**
	Arbres et symbiontes	0,2	86	76	68
	Décomposeurs	--	--	--	--
Pb	Tous (primaire)	**0,12**	**53**	**47**	**42**
	Arbres et symbiontes	0,12	53	47	42
	Décomposeurs	0,12	53	47	42
Cd	Tous (primaire)	**0,008**	**3,9**	**3,1**	**2,5**
	Arbres et symbiontes	0,008	3,9	3,1	2,5
	Décomposeurs	--	--	--	--
As	Tous (primaire)	**0,07**	**30**	**27**	**24**
	Arbres et symbiontes	0,07	30	27	24
	Décomposeurs	1,9	830	730	660

[1] Les charges critiques des divers percentiles sont établies à partir d'une évaluation probabiliste du transport et du devenir du métal, et tient pour acquis que la VESEO est une invariante.

TABLEAU 32 Concentrations de fond des eaux de surface et VESEO calculées pour les critères d'effet aquatiques [1]

Paramètre		Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As
95e percentile du fond (µg/L)		1,0	12	1,8	0,64	0,084	0,93
VESEO [2] (µg/L)	« valeurs primaires » pour tous les organismes	**1,0**	**39**	**18**	**6**	**0,18**	**21**
	Invertébrés	1,0 [3]	48	35	6	0,18	300
	Poissons	1,0 [3]	39	53	18	0,25	375
	Plantes	2,6	45	18	39	5,5	21

[1] Les concentrations d'As sont exprimées en total dissout. Toutes les autres sont exprimées en ions libres.

[2] Le recours à un facteur d'application de un fait que la VESEO égale la VCT.

[3] Les VCT sont inférieures au 95e percentile de la concentration de fond. Par conséquent, les VESEO ont été établies à la valeur du 95e percentile de la concentration de fond.

TABLEAU 33 Charges critiques de métal soluble pour divers critères d'effet aquatiques

Métal	Critère d'effet	VESEO Ions libres (mg/L)	Charge critique ($mg/m^2/a$)		
			Moyenne géométrique	25e percentile [1]	10e percentile [1]
Cu	Tous (primaire)	**1,0**	**13**	**6,2**	**3,2**
	Invertébrés	1,0	13	6,2	3,2
	Poissons	1,0	13	6,2	3,2
	Plantes	2,6	44	21	11
Zn	Tous (primaire)	**39**	**490**	**270**	**160**
	Invertébrés	48	610	340	200
	Poissons	39	490	270	160
	Plantes	45	570	310	190
Ni	Tous (primaire)	**18**	**120**	**61**	**34**
	Invertébrés	35	240	120	67
	Poissons	53	370	190	100
	Plantes	18	120	61	34
Pb	Tous (primaire)	**6,0**	**110**	**62**	**38**
	Invertébrés	6,0	110	62	38
	Poissons	18	330	190	110
	Plantes	39	720	410	250
Cd	Tous (primaire)	**0,18**	**3,0**	**1,6**	**0,98**
	Invertébrés	0,18	3,0	1,6	0,98
	Poissons	0,25	4,3	2,4	1,4
	Plantes	5,5	100	55	33
As	Tous (primaire)	**21**	**300**	**150**	**80**
	Invertébrés	300	4300	2100	1200
	Poissons	375	5400	2700	1400
	Plantes	21	300	150	80

[1] Les charges critiques des divers percentiles sont établies à partir d'une évaluation probabiliste du transport et du devenir du métal, et tient pour acquis que la VESEO est une invariante.

TABLEAU 34 Résultats des tests de toxicité pour l'effluent entier

Espèces testées	Nom commun	CL_{50} or CI_{50} (%concentration effluent entier)							
		Montréal SEEU (hiver 1996) [1]	Noranda CEZinc Eau de traitement (UNA) [2]			Cominco-Trail (1994–95, 1998) [3]			
			1997 pH 12	1997 pH ≤ 8.1 [4]	1998 pH 8.6	C-II 1994–95	C-III 1994–95	C-II 1998	C-III 1998
D. dubia (7-d IC)	Puce d'eau	-	-	-	>100	-	-	-	-
P. promelas (7-d IC)	Tête-de-boule	21	>13	-	>100	-	-	-	-
Selenastrum (3-d IC)	Algue	>100	11.1	-	>100	-	-	-	-
D. magna (48-h LC)	Puce d'eau	>100	16.4	>100	>100	-	-	-	-
P. promelas (96-h LC)	Tête-de-boule	-	31.9	-	>100	-	-	-	-
O. mykiss (96-h LC)	Truite arc-en-ciel	>100	5.3	>100	>100	8–77	11–26	71–100	76–100

[1] MEF/EC (1998).

[2] Données de la Noranda CEZinc.

[3] Duncan et Antcliffe (1996) et données récentes de la Cominco (communication personnelle avec les exploitants).

[4] pH ajusté à 7,2–8,1 au moyen de CO_2 gazeux.

TABLEAU 35 Valeur estimée sans effet observé (VESEO) pour les organismes aquatiques exposés aux effluents

Produit chimique	Valeurs chroniques			Valeurs aiguës
	Poissons (µg/L)	Épifaune benthique (µg/L)	Endofaune benthique (mg/kg)	Zooplancton (µg/L)
Cu [1]	2,8–5,0 [4]	6,6 à 12,0 [4]	16 [7]	9,3–17,8 [5]
Zn [1]	52–94 [2]	82 à 150 [4]	120 [7]	244–440 [5]
Ni [1]	28–50 [2]	128 à 230 [4]	16 [7]	1,478–2,657 [5]
Pb [1]	50–121 [2]	6,9 à 16,7 [4]	31 [7]	447,8–1,082 [5]
Cd [1]	0,84–1,44 [2]	0,92 à 1,59 [4]	0,6 [7]	12,2–26,6 [5]
As	375 [2]	450 [3]	6 [7]	812 [6]
Cr	30 [2]	6,13 [3]	26 [7]	23 [6]
Hg	0,23 [3]	0,96 [3]	0,2 [7]	2,9 [6]
Se	10 [2]	10 [2]	-	603 [6]
Ag	0,12 [3]	2,6 [3]	-	0,25 [5]
Tl	20 [2]	130 [3]	-	905 [6]
Ammoniac [1]	270 à 770 [2]	630 [3]	-	1 000 [6]
F	3 700 [8]	2 800 [8]	-	5 000 [6]

[1] Les valeurs chroniques et aiguës pour le Cd, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn sont données pour une dureté de = 50 et 100 mg/L, au moyen des équations pour l'ajustement de la dureté de l'EPA des É.-U. (1995); les valeurs chroniques pour l'ammoniac sont données pour un pH de 8,3 et 7,8, 20 °C.

[2] Valeurs chroniques tirées des documents originaux : Cd – Rombough et Garside (1982), Ni – Birge *et al.* (1983b), Pb – Davies *et al.* (1976), As – Birge *et al.* (1983b), Cr – Grande et Anderson (1983), Se – Hermanutz *et al.* (1992), Crane *et al.* (1992), Tl – Zitko *et al.* (1975), ammoniac – Broderius *et al.* (1985).

[3] Valeurs chroniques tirées de Suter et Tsao (1996) à partir de la banque de données de l'EPA des É.-U.

[4] Valeurs chroniques fondées sur les concentrations chroniques moyennes pour l'espèce de l'EPA des É.-U (1984; 1985a, b; 1986; 1987).

[5] Valeurs aiguës fondées sur les concentrations aiguës moyennes pour l'espèce de l'EPA des É.-U (1980a, b; 1984; 1985; 1986; 1987).

[6] Valeurs aiguës tirées de NJDEP (1996) à partir de la banque de données de l'EPA des É.-U.

[7] MOEE (1993), concentration produisant l'effet le plus faible (CEPF) et concentration produisant l'effet le plus grave (CEPG) représente les 10^e et 90^e percentiles de la distribution préalable des espèces.

[8] Données tirées du Rapport d'évaluation sur les Fluorures inorganiques pour la LSIP de la LCPE (EC/SC, 1993).

TABLEAU 36 Quotients de risque pour l'exposition de la végétation au SO_2 ambiant en fonction de la distance aux installations de production de cuivre et de zinc

Installation, année des données et attribution à la source (%)	Distance de l'installation la plus proche (km)	Quotient de risque moyen du cycle végétatif [1]	Quotients de risque pour moyenne 1 heure		
			Maximum (cycle végétatif) [2]	Nomb. de fois que QR a été dépassé (cycle végétatif)	
				QR = 1 (VESEO)	QR = 2 (VCT)
Fonderies et affineries de cuivre					
Noranda-Gaspé	1,5	2,6	3,2	58	3
données 1997	1,7	2,3	3,9	29	8
Fonderie de cuivre – 100 %					
Noranda-Horne	1,5	1,6	4,9	25	3
	1,8	4,0	5,0	42	4
données 1997	1,8	0,6	3,7	6	1
	2,3	0,9	1,4	6	0
Fonderie de cuivre – 100 %	2,4	2,4	2,2	31	3
	2,5	2,8	2,6	54	3
	3,2	2,2	1,5	6	0
Région de Sudbury	0,7	1,3	5,5	15	2
	0,7	0,9–2,2	2,5	11 dépassent QR=1,5	
Presque toutes données 1997	3,0	1,3	2,4	11	2
	3,5	0,9	2,0	10	1
Inco : - Fonderie de cuivre – 84 %	4,0	0,2–1,4	1,0	0 dépassent QR=1,5	
- Affinerie de cuivre – 0 %	4,2	0,8	1,5	9	0
- Affinerie de nickel – 0 %	4,9	1,0	2,1	4	1
	5,0	1,4	2,1	15	3
Falconbridge:	7,8	0,8	3,5	5	2
- Fonderie de cuivre– 16 %	8,5	1,1	1,4	4	0
	9,0	1,5	1,7	11	0
	9,7	0,2–1,4	0,9	0 dépassent QR=1,5	
	10,0	1,2	1,9	13	0
	10,8	0,9	3,2	7	1
	13,8	0,4	0,8	0	0
	14,9	0,6	1,1	3	0
Usines d'élaboration du zinc					
Noranda CEZinc,	1,3	2,6	2,8	60	8
Données 1998	1,7	0,3	0,6	0	0
Usine d'élaboration du zinc– 100 %					
Cominco-Trail,	0,8	2,4	1,9	13	0
	1,2	3,0	4,2	6	1
Données 1998	1,3	2,7	2,7	28	1
	1,4	3,4	3,6	13	3

Installation, année des données et attribution à la source (%)	Distance de l'installation la plus proche (km)	Quotient de risque moyen du cycle végétatif [1]	Quotients de risque pour moyenne 1 heure		
			Maximum (cycle végétatif) [2]	Nomb. de fois que QR a été dépassé (cycle végétatif)	
				QR = 1 (VESEO)	QR = 2 (VCT)
Usine d'élaboration du zinc – 85 %	2,4	**2,3**	**3,2**	16	2
Usine de plomb – 15 %	3,9	**2,6**	**4,2**	4	2
	4,3	**1,4**	**2,9**	2	2
	10,5	**2,1**	**1,8**	4	0
	12,7	0,8	0,6	0	0
	19,0	0,4	0,5	0	0
	27,1	0,6	0,2	0	0
Installations comptant une fonderie et une affinerie de cuivre et une usine d'élaboration du zinc					
HBM&S	0,7	**3,6**	**5,9**	66	35
Données 1998	1,9	**2,0**	**4,1**	51	11
Fonderie de cuivre – 100 %	2,1	**1,2**	**2,9**	17	4
Usine d'élaboration du zinc – 0 %	2,6	0,9	**2,6**	17	5
Falconbridge-Kidd Creek,	0,6	**1,7**	**2,5**	18	1
Données 1997	0,6	0,0–**1,2**	0,1	0	0
Fonderie de cuivre – 65 %	1,4	2,2	**1,8**	30	0
Affinerie de cuivre – 0 %	1,6	0,0–**1,2**	0,1	0	0
Usine d'élaboration du zinc – 15 %					
Concentrateur – 20 %					

[1] Les valeurs en caractères gras sont égales ou supérieures au quotient de risque de 1,0.

[2] Dans certains cas, une plage est présentée dans la colonne « Quotient de risque moyen du cycle végétatif » parce que les données étaient insuffisantes pour rectifier les valeurs inférieures à la limite de détection. La valeur la plus faible est calculée en mettant à zéro toutes les valeurs inférieures à la limite de détection. La valeur la plus élevée est la somme de la valeur la plus faible et de la moitié de la limite de détection.

TABLEAU 37 Quotients de risque pour les retombées humides de sulfate dans quatre régions réceptrices de l'est du Canada

Paramètre	Région réceptrice			
	Algoma	Muskoka/ Sudbury	Montmorency	Kejimkujik
Retombées humides de SO_4^{2-} totales des sources anthropiques canadiennes et américaines et du contexte naturel (kg/ha/a) [1]	17,5	22,9 (Muskoka)	18,8	13,9
Charge critique pour les eaux de surface pour la protection de 95 % à un pH ≥ 6,0 (kg/ha/a) [2]	8,0	13,2 (Sudbury)	6,9	<6
Quotient de risque	**2,2**	**~1,7**	**2,7**	**>2,3**
Attribution à la source : [3]				
Fonderies de cuivre canadiennes –	3 %	7 %	8 %	2 %
Affineries de cuivre canadiennes –	0,1 %	0,01 %	0,06 %	0,01 %
Usines d'élaboration du zinc canadiennes –	0,02 %	0,01 %	0,2 %	0,03 %

[1] Les valeurs des retombées ont été calculées par le MEI à partir des données sur les rejets pour la période de 1990 à 1993.

[2] Les charges critiques sont fondées sur Jeffries *et al.*, 1998.

[3] Les attributions à la source sont liées à la somme des retombées anthropiques et naturelles.

TABLEAU 38 Quotients de risque pour les retombées de métal en fonction de la distance des installations de production de cuivre et de zinc

Distance de l'installation la plus proche (km)	Quotients de risque (comparé aux charges critiques convenables de 25e percentile) [1,2]												
	À partir des données sur les retombées de poussières						À partir d'autres types de données						
	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As	Data type
Fonderies et affineries de cuivre													
Noranda-Gaspé (Attribution : Fonderie de cuivre – 100 %)													
0,6	61	1,6		4,0	0,3	1,7							
1,3	9,4	0,9		1,6	0,6	0,7							
1,4	7,7	0,9		1,1	0,4	0,5							
1,5	6,2	0,5		0,8	0,1	0,3	1,5	0,1		0,6	0,1	0,2	PST
1,5	6,8	1,5		0,9	0,1	0,3							
1,6	26	1,1		2,2	0,2	0,8							
1,8	6,0	0,5		1,3	0,1	0,3							
3,0	6,7	0,5		1,0	0,1	0,3							
3,8	2,5	0,5		0,4	0,0	0,2							
3,8	3,9	0,4		0,8	0,1	0,2							
6,1	1,2	0,4		0,1	0,1	0,0							
6,8	1,2	0,3		0,4	0,0	0,1							
7,5	2,5	0,4		0,3	0,2	0,1							
12,5	1,2	0,3		0,2	0,0	0,0							
Noranda-Horne (Attribution : Fonderie de cuivre – 100 %)													
0,2								1,0					
0,4												1,0	
1							52	0,7	0,0	4,1	0,6	0,9	Manteau de neige
2							33	0,5	0,0	3,0	0,4	0,6	Manteau de neige
3							22	0,4	0,0	2,2	0,3	0,5	Manteau de neige
4							15	0,3	0,0	1,6	0,2	0,4	Manteau de neige
5							10	0,2	0,0	1,2	0,2	0,3	Manteau de neige
5,8										1,0			Manteau de neige
10							2,4	0,1	0,0	0,4	0,1	0,1	Manteau de neige
14,0							1,0						Manteau de neige
15							0,8	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0	Manteau de neige
20							0,5	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	Manteau de neige
0,3										8,9	1,9	4,0	PST
0,7							21	1,6	0,0	4,8	2,2	1,8	PST
0,8										2,6	0,9	1,2	PST
1,8							12	0,8	0,0	2,4	0,9	0,9	PST
2,9							4,2	0,4	0,0	0,6	0,2	0,2	PST
3,2	4,7	0,4		0,5	0,3	0,2							
3,2	22	0,9		2,8	0,8	1,1							
3,2	8,7	0,6		0,9	0,3	0,4							
3,2	10,3	0,8		1,4	0,4	0,4							
6,4	2,7	0,3		0,3	0,3	0,1							
6,4	3,7	0,3		0,5	0,3	0,1							
6,4	5,5	0,3		0,6	0,3	0,2							
6,4	3,4	0,4		0,6	0,3	0,2							
Région de Sudbury													

Distance de l'installation la plus proche (km)	Quotients de risque (comparé aux charges critiques convenables de 25e percentile) [1,2]												
	À partir des données sur les retombées de poussières						À partir d'autres types de données						
	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As	Data type
	Attribution :						Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As	
	- 2 fonderies de cuivre						73 %	100 %	70 %	81 %	-	86 %	
	- Affinerie de cuivre						13 %	0 %	0 %	0 %	-	7 %	
	- Affinerie de nickel						14 %	0 %	30 %	19 %	-	7 %	
0,7							**9,7**		0,9	0,0		0,0	PST
0,8							**1,5**		0,2	0,0	2,1		PST
1,0							**1,5**		0,2	0,0	2,1		PST
3,5							**1,1**	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	Humides + sèches
4,9							0,5	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	Humides + sèches
6,0							**4,8**		0,7	0,1			PST
8,8							0,6	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	Humides + sèches
14,9							0,4	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	Humides + sèches
22,6							0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	Humides + sèches
Noranda CCR (Attribution : Affinerie de cuivre – 100 %)													
0,5							0,8	0,3	0,0	0,1	0,0	0,1	PST
Zinc plants													
Noranda CEZinc (Attribution : Usine d'élaboration du zinc– 100 %)													
0,6		**39**			**5,2**								
0,7		**33**			**4,8**								
1,3		**7,5**			**1,0**			**16**			**1,2**		PST
1,4		**6,4**			0,7								
1,7		**2,4**			0,2								
1,9		**4,5**			0,6								
2,2		**2,3**			0,6								
3,4		**3,4**			0,6								
3,6		**2,2**			0,4								
3,8		**4,4**			0,6								
Cominco-Trail [3]													
	Attribution :						Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As	
	- Usine d'élaboration du zinc						-	90 %	-	4 %	36 %	0 %	
	- Usine de plomb						-	10 %	-	96 %	64 %	100 %	
0.8		**24**		**6,9**	**3,2**	0,2		**3,4**		**1,3**	0,5	0,1	PST
1.0		**21**		**14**	**4,2**	0,4							
1.2		**12**		**5,0**	**1,5**	0,1							
1.3	**3,3**	**25**		**8,6**	**13**								
1.4								**2,2**		**1,0**	0,5	0,1	PST
1.5		**23**		**7,2**	**3,0**	0,2							
1.6		**16**		**4,8**	**1,8**	0,1							
2.0		**7,8**		**3,2**	**1,0**	0,1							
2.2		**13**		**3,8**	**1,9**	0,1							
2.4		**2,8**		**1,3**	0,8	0,1		**1,2**		0,6	0,4	0,1	PST
3.9		**13**		**4,8**	**1,7**	0,1		**2,4**		**1,1**	0,5	0,2	PST
4.3		**5,0**		**2,4**	0,9	0,1		**1,4**		0,9	0,4	0,1	PST

Distance de l'installation la plus proche (km)	Quotients de risque (comparé aux charges critiques convenables de 25e percentile) [1,2]												
	À partir des données sur les retombées de poussières						À partir d'autres types de données						
	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As	Data type
7.0		**2,4**		**1,2**	0,9	0,1							
10.5		**7,7**		**1,5**	**1,0**	0,1		**2,6**		**1,1**	0,6	0,1	PST
12.7								**1,0**		0,6	0,4	0,1	PST
19.0								0,3		0,2	0,3	0,1	PST
Installations comptant une fonderie et une affinerie de cuivre et une usine d'élaboration du zinc													
HBM&S (Attribution : Fonderie de cuivre – 100 %; Usine d'élaboration du zinc – 0 %)													
0,6							**18**	**3,7**		**1,3**	**6,1**	0,4	PST
1,1							**10**	0,9		0,4	**1,9**	0,1	PST
1,9							**5,5**	0,5		0,3	**1,3**	0,1	PST
2,0							**12**	0,5		0,2	**1,1**	0,0	PST
Falconbridge-Kidd Creek													
	Attribution :						Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	As	
	- Fonderie de cuivre						66 %	15 %	87 %	92 %	79 %	14 %	
	- Affinerie de cuivre						0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	
	- Usine d'élaboration du zinc						2 %	24 %	6 %	1 %	7 %	86 %	
	- Concentrateur						32 %	61 %	7 %	7 %	14 %	0 %	
0,3	**207**	**30**		**1,7**	**14**	0,5							
0,6							**50**	**7,0**		**1,7**	**4,2**	0,7	PST
1,2	**76**	**13**		0,9	**4,5**	0,2							
1,4							**15**	**2,6**		0,5	**1,7**	0,3	PST
1,6							**9,0**	**1,5**		0,3	**1,0**	0,2	PST
2,0	**51**	**5,8**		**1,7**	**3,4**	0,1							
2,0	**25**	**3,4**		**6,8**	**1,7**	0,0							
2,4	**23**	**4,0**		0,7	**1,2**	0,0							
4,2	**40**	**3,9**		0,8	**2,2**	0,3							

[1] Les quotients de risque en caractères gras indiquent que la valeur estimée de l'exposition est égale ou supérieure à la CC_{25}.

[2] Les quotients de risque sont fondées sur la comparaison avec les charges critiques pour les eaux interstitielles pour la Cominco, la CEZinc, la CCR et Gaspé, et sur les charges critiques pour les eaux interstitielles ou de surface les plus sensibles pour la HBM&S, la Falconbridge-Kidd, la région de Sudbury et la Horne.

[3] On s'attend à ce que les rejets atmosphériques provenant de l'installation de la Cominco soient supérieurs en 1999, par rapport à 1998, parce qu'on a amené les fournaises à un rendement supérieur en 1999 (communication personnelle avec les exploitants de l'installation).

TABLEAU 39 Quotients de risque pour le biote aquatique dans le fleuve Saint-Laurent fondés sur l'exposition calculée pour les charges moyennes annuelles de la station d'épuration des eaux usées de la Communauté urbaine de Montréal (CUM) qui reçoit les effluents de la Noranda CCR

Constituant du rejet	Quotient de risque [1,2] (Pourcentage attribuable à la CCR) Poissons		Zooplancton		Épifaune benthique		Endofaune benthique	
Cu	**1,4**	(1,2 %)	0,26	(1,0 %)	0,25	(0,9 %)	0,40	(0,9 %)
Ni	0,06	(0,6 %)	0,001	(0,5 %)	0,007	(0,4 %)	0,31	(0,4 %)
Pb	0,008	(0,2 %)	0,001	(0,2 %)	0,03	(0,1 %)	0,07	(0, 1 %)
Cd	0,14	(0,04 %)	0,006	(0,03 % à)	0,08	(0,02 % à)	0,35	(0,02 %)
As	0,002	(2,4 %)	0,001	(1,5 %)	0,001	(0,9 %)	0,22	(0,9 %)
Cr	0,08	(0,07 %)	0,08	(0,06 % à)	0,23	(0,04 au)	0,02	(0,04 %)
Se	0,07	(73 %)	0,001	(61 %)	0,04	(49 %)	--	(49 %)
Ag	**4,9**	(0,2 %)	**1,4**	(0,2 %)	0,08	(0,2 %)	--	(0,2 %)

[1] Les quotients de risque pour le zooplancton sont établis à partir des effets aigus. Les quotients de risque pour les poissons et les organismes benthiques sont établis à partir des effets chroniques.

[2] Les valeurs en caractères gras égalent ou sont supérieures au quotient de risque de 1.0.

TABLEAU 40 Quotients de risque pour le biote aquatique fondés sur l'exposition calculée pour les charges maximales mensuelles et quatre jours des rejets dans le canal de Beauharnois de la Noranda CEZinc

Constituant du rejet	Quotient de risque [1,2,3] (Pourcentage attribuable à la CEZinc) Poissons		Zooplancton		Épifaune benthique		Endofaune benthique	
Cu	**1,5**	(86 %)	0,09	(32 %)	0,10	(10 %)	0,16	(10 %)
Zn	0,44	(82 %)	0,03	(50 %)	0,05	(8 %)	0,85	(8 %)
Cd	0,22	(69 %)	0,004	(15 %)	0,06	(4 %)	0,28	(4 %)
Hg	0,42	(90 %)	0,006	(40 %)	0,01	(13 %)	0,40	(13 %)
Se	**4,9** [4]	(100 %	0,007	(95 %)	0,11	(81 %)	--	(81 %)

[1] Les quotients de risque pour le zooplancton sont établis à partir des effets aigus. Les quotients de risque pour les poissons et les organismes benthiques sont établis à partir des effets chroniques.

[2] Les données étaient insuffisantes pour évaluer les concentrations pour l'exposition maximale (un mois) pour le plomb ou l'ammoniac. À remarquer que le quotient de risque établi pour l'exposition des poissons à l'ammoniac était de 0,58 (dont 97 % étaient attribuables à la CEZinc) à partir d'une VEE moyenne annuelle (Beak International, 1999). Un quotient de risque établi à partir d'une VEE maximale à court terme pourrait être supérieure de beaucoup.

[3] Les valeurs en caractères gras égalent ou sont supérieures au quotient de risque de 1.0.

[4] Les rejets de Se provenant de la CEZinc ont été réduits de beaucoup récemment; il est donc probable que ce quotient surestime le risque.

TABLEAU 41 Quotients de risque pour le biote aquatique fondés sur l'exposition calculée pour les charges maximales mensuelles et quatre jours des rejets dans le fleuve Columbia de la Cominco-Trail

Constituant du rejet	Quotient de risque [1,2] (Pourcentage attribuable à l'usine d'élaboration du zinc de la Cominco) Poissons		Zooplancton		Épifaune benthique		Endofaune benthique	
Cu	0,59	(19 %)	0,18	(18 %)	0,25	(18 %)	0,22	(18 %)
Zn	0,85	(74 %)	0,18	(74 %)	0,45	(70 %)	**4,0**	(70 %)
Pb	0,05	(54 %)	0,006	(56 %)	0,39	(58 %)	0,36	(58 %)
Cd	**1,1**	(6 %)	0,26	(8 %)	**1,1**	(7 %)	**4,5**	(7 %)
As	0,01	(18 %)	0,005	(26 %)	0,008	(10 %)	**1,1**	(10 %)
Hg	0,38	(58 %)	0,04	(61 %)	0,07	(52 %)	**2,3**	(52 %)
Tl	**3,4**	(94 %)	0,02	(93 %)	0,02	(84 %)	--	(84 %)
Ammoniac	0,08	(51 %)	0,06	(49 %)	0,05	(30 %)	--	(0 %)
F	0,05	(46 %)	0,03	(40 %)	0,04	(23 %)	--	(0 %)

[1] Les quotients de risque pour le zooplancton sont établis à partir des effets aigus. Les quotients de risque pour les poissons et les organismes benthiques sont établis à partir des effets chroniques.

[2] Les valeurs en caractères gras sont égales ou supérieures au quotient de risque de 1.0.

TABLEAU 42 Résumé des effets nocifs sur la santé associés aux matières particulaires (EC/SC, 2000 modifié)

Critère d'effet	% d'augmentation du risque par 10 µg/m^3 de MP_{10}	Concentrations moyennes de MP_{10} (µg/m^3) associées au critère d'effet
Augmentation aiguë de la mortalité	0,8 % (non pondéré); 0,5 % (pondéré)	18–115 µg/m^3
Augmentation aiguë des hospitalisations et des visites à l'urgence dues aux maladies respiratoires	0,35 %–7,3 %	25–55 µg/m^3
Augmentation aiguë des hospitalisations dues aux maladies cardio-vasculaires	0,56 %–1 %	48 µg/m^3
Diminution aiguë des fonctions pulmonaires	0,09 %–0,4 %	10–174 µg/m^3
Augmentation aiguë des symptômes	0,6 %–2,2 %	10–174 µg/m^3
Augmentation aiguë des restrictions à l'activité liée aux symptômes respiratoires	9,0 %	41–51 µg/m^3
Augmentation à long terme de la mortalité	10 % des études de cohorte	18–47 µg/m^3
Diminution à long terme des fonctions pulmonaires	1.4 % augmentation des probabilités des études transversales	24–58 µg/m^3
Augmentation à long terme des symptômes	Augmentation de non significative à 39 % des probabilités des études transversales	20–59 µg/m^3

TABLEAU 43 Indice d'exposition/potentiel total pour la mortalité due au cancer du poumon aux endroits proches des fonderies et affineries de cuivre et des usines d'élaboration du zinc au Canada

Installation	Endroit	Métaux	Indice d'exposition/potentiel total (IPE)[1]	Différence entre le potentiel et l'exposition	Priorité des mesures à prendre
Noranda-Gaspé (fonderie de cuivre)	Mines Gaspé	As, Cd	$3{,}8 \times 10^{-3}$	260	Élevée
Noranda-Horne (fonderie de cuivre)	Aréna Dave Keon	As, Cd, Cr, Ni	$3{,}3 \times 10^{-2}$	30	Élevée
	Laiterie Dallaire	As, Cd, Cr, Ni	$4{,}2 \times 10^{-3}$	240	Élevée
	Hôtel de Ville	As, Cd, Cr, Ni	$1{,}6 \times 10^{-2}$	63	Élevée
	École Notre Dame	As, Cd	$2{,}3 \times 10^{-2}$	43	Élevée
	250 6ième rue	As, Cd	$7{,}6 \times 10^{-2}$	13	Élevée
HBM&S (fonderie de cuivre et usine d'élaboration du zinc)	Barrow Prov. Bldg.	As, Cd	Fonderie de cuivre[2] $1{,}4 \times 10^{-2}$ Usine d'élaboration du zinc 0	71 -	Élevée Faible
	Ruth Bettes School	As, Cd	Fonderie de cuivre[2] $3{,}2 \times 10^{-3}$ Usine d'élaboration du zinc 0	310 -	Élevée Faible
	FF Sewage Plant	As, Cd	Fonderie de cuivre[2] $3{,}2 \times 10^{-3}$ Usine d'élaboration du zinc 0	310 -	Élevée Faible
Noranda CCR (affinerie de cuivre)	1111 Notre-Dame	As, Cd, Cr, Ni	$5{,}8 \times 10^{-3}$	170	Élevée
Noranda CEZinc (Usine d'élaboration du zinc)	Boul. Cadieux	Cd	$3{,}7 \times 10^{-3}$	270	Élevée
Falconbridge-Sudbury (fonderie de mattes de cuivre et de nickel)	Edison	As, Cd, Cr, Ni	$2{,}3 \times 10^{-2}$	43	Élevée
	Pumphouse	As, Cd, Cr, Ni	$2{,}3 \times 10^{-2}$	43	Élevée
Inco (fonderie de cuivre et de nickel, affinerie de cuivre et affinerie de Ni)	Copper Cliff	As, Cd, Cr, Ni	Fonderie de cuivre $1{,}4 \times 10^{-2}$ Affinerie de cuivre 0	71 -	Élevée Faible
	Federal Bldg.	Cd, Cr, Ni	Fonderie de cuivre $5{,}5 \times 10^{-3}$ Affinerie de cuivre $5{,}4 \times 10^{-5}$	180 18 500	Élevée Modérée

Installation	Endroit	Métaux	Indice d'exposition/potentiel total (IPE)[1]	Différence entre le potentiel et l'exposition	Priorité des mesures à prendre
Falconbridge-Kidd Creek (fondeire de cuivre, affinerie de cuivre, usine d'élaboration du zinc)	AMS #1	As, Cd	Fonderie de cuivre $2{,}8 \times 10^{-3}$ Affinerie de cuivre 0 Usine d'élaboration du zinc $4{,}2 \times 10^{-3}$	360 - 240	Élevée Faible Élevée
	AMS #6	As, Cd	Fonderie de cuivre $7{,}6 \times 10^{-3}$ Affinerie de cuivre 0 Usine d'élaboration du zinc $1{,}1 \times 10^{-2}$	130 - 91	Élevée Faible Élevée
	AMS #7	As, Cd	Fonderie de cuivre 1.8×10^{-3} Affinerie de cuivre 0 Usine d'élaboration du zinc $3{,}3 \times 10^{-3}$	560 - 300	Élevée Faible Élevée
Cominco-Trail (fonderie de plomb, usine d'élaboration du zinc)	West Trail	As, Cd	Usine d'élaboration du zinc $6{,}6 \times 10^{-4}$	1 500	Élevée
	Oasis	As, Cd	Usine d'élaboration du zinc $5{,}9 \times 10^{-4}$	1 700	Élevée
	Warfield	As, Cd	Usine d'élaboration du zinc $5{,}0 \times 10^{-4}$	2 000	Élevée
	Genelle	As, Cd	Usine d'élaboration du zinc $4{,}9 \times 10^{-4}$	2 000	Élevée
	Glenmerry	As, Cd	Usine d'élaboration du zinc $6{,}8 \times 10^{-4}$	1 500	Élevée
	Downtown	As, Cd	Usine d'élaboration du zinc $7{,}1 \times 10^{-4}$	1 400	Élevée
	Columbia Gardens	As, Cd	Usine d'élaboration du zinc $8{,}3 \times 10^{-4}$	1 200	Élevée
	Northport	As, Cd	Usine d'élaboration du zinc $4{,}3 \times 10^{-4}$	2 300	Élevée

[1] La somme des indices d'exposition/potentiel (c.-à-d., la concentration annuelle moyenne dans l'air ambiant du Tableau 24 divisée par la CT_{05} pour la mortalité due au cancer du poumon ou à son incidence) pour chacun des métaux pou lesquels des données de surveillance étaient disponibles. La CT_{05} était de 7,8 µg/m^3 pour l'As, 5,1 µg/m^3 pour le Cd, 0,66 µg/m^3 pour le Cr et 40 µg/m^3 pour le Ni. Voir le texte pour l'explication du calcul de ces valeurs pour chaque métal.

[2] Le processus utilisé rend les rejets de métaux dans l'atmosphère des usines d'élaboration du zinc négligeables.
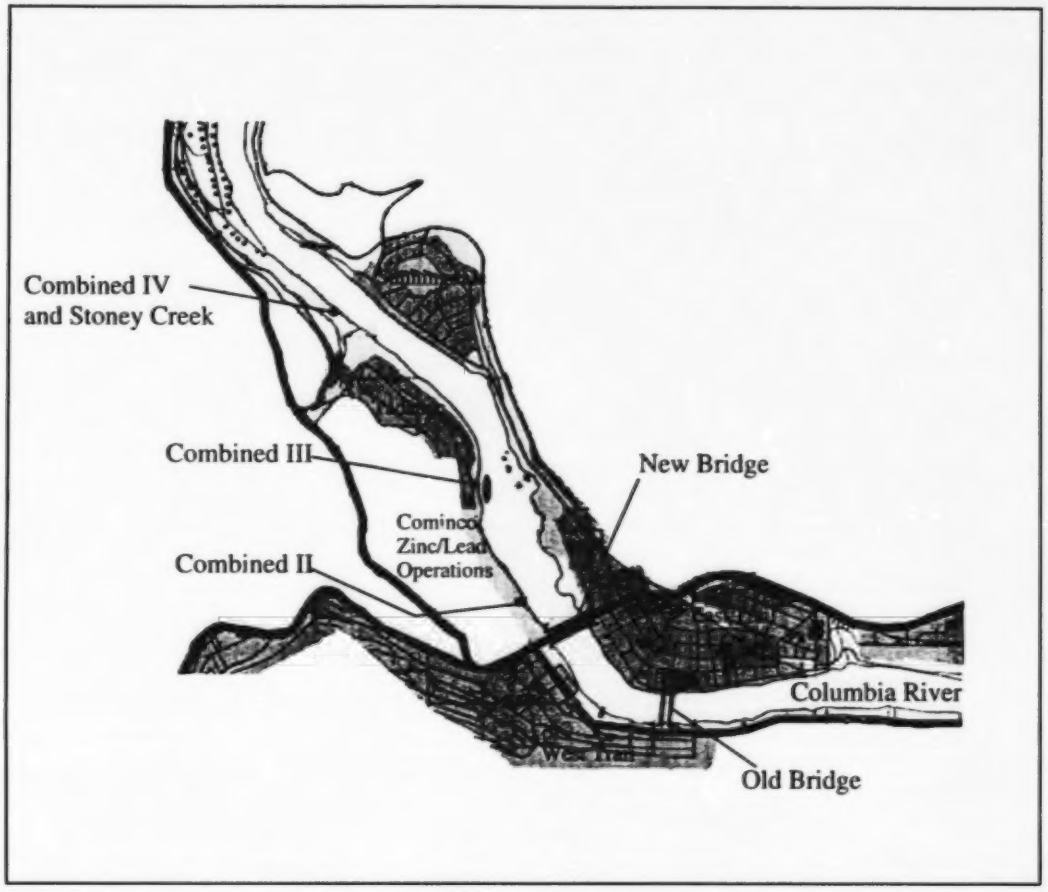
Figure 1 : Carte de Trail, C.-B., présentant l'emplacement des exutoires et des échantillons prélevés utilisés pour l'évaluation des rejets dans l'eau de l'usine de la Cominco.